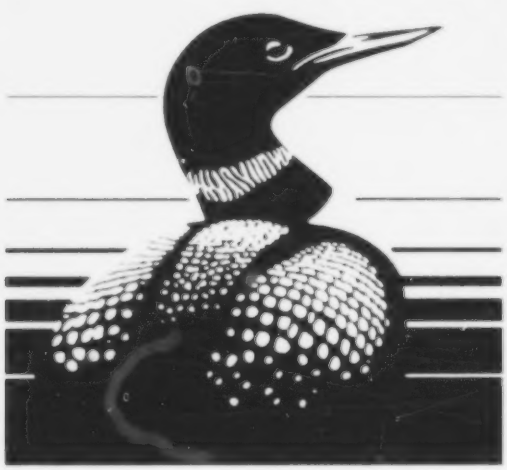
Contamination de l'Hirondelle bicolore, *Tachycineta bicolor*, dans la portion fluviale du Saint-Laurent

S. Légaré, J. Rodrigue, L. Champoux, G. Fontaine

et J.-L. DesGranges

Région du Québec 2005
Service canadien de la faune
Direction de la conservation de l'environnement



Série de rapports techniques Numéro 440

Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES DU SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE

Cette série de rapports donnant des informations scientifiques et techniques sur les projets du Service canadien de la faune (SCF) a démarré en 1986. L'objet de ces rapports est de promouvoir la diffusion d'études s'adressant à un public restreint ou trop volumineuses pour paraître dans une revue scientifique ou l'une des séries du SCF. Ordinairement, seuls les spécialistes des sujets traités demandent ces rapports techniques. Ces documents ne sont donc produits qu'à l'échelon régional et en quantités limitées; ils ne peuvent être obtenus qu'à l'adresse figurant au dos de la page titre. Cependant, leur numérotage est effectué à l'échelle nationale. La citation recommandée apparaît à la page titre.

Ces rapports se trouvent dans les bibliothèques du SCF et figurent aussi dans la liste de la Bibliothèque nationale du Canada utilisée dans les principales bibliothèques scientifiques du Canada. Ils sont publiés dans la langue officielle choisie par l'auteur en fonction du public visé, avec un résumé dans la deuxième langue officielle. **En vue de déterminer si la demande est suffisamment importante pour produire ces rapports dans la deuxième langue officielle, le SCF invite les usagers à lui indiquer leur langue officielle préférée. Il faut envoyer les demandes de rapports techniques dans la deuxième langue officielle à l'adresse indiquée au verso de la page titre.**

TECHNICAL REPORT SERIES
CANADIAN WILDLIFE SERVICE

This series of reports, established in 1986, contains technical and scientific information from projects of the Canadian Wildlife Service. The reports are intended to make available material that either is of interest to a limited audience or is too extensive to be accommodated in scientific journals or in existing CWS series. Demand for these Technical Reports is usually confined to specialists in the fields concerned. Consequently, they are produced regionally and in small quantities; they can be obtained only from the address given on the back of the title page. However, they are numbered nationally. The recommended citation appears on the title page.

Technical Reports are available in CWS libraries and are listed in the catalogue of the National Library of Canada in scientific libraries across Canada. They are printed in the official language chosen by the author to meet the language preference of the likely audience, with a résumé in the second official language. **To determine whether there is significant demand for making the reports available in the second official language, CWS invites users to specify their official language preference. Requests for Technical Reports in the second official language should be sent to the address on the back of the title page.**

CONTAMINATION DE L'HIRONDELLE BICOLORE, *Tachycineta bicolor*, DANS LA PORTION FLUVIALE DU SAINT-LAURENT

S. Légaré[1], J. Rodrigue[1], L. Champoux[1], G. Fontaine[2] et J.-L. DesGranges[1]

[1] Environnement Canada, Service canadien de la faune,
C.P. 10100, Sainte-Foy, Québec, G1V 4H5

[2] Département de biologie, Université Laval,
Cité universitaire, Québec, Canada.

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES No. 440

Région du Québec 2005

Service canadien de la faune

Ce rapport peut être cité comme suit :

Légaré, S., J. Rodrigue, L. Champoux, G. Fontaine et J.-L. DesGranges. 2005. Contamination de l'Hirondelle bicolore, *Tachycineta bicolor*, dans la portion fluviale du Saint-Laurent. Série de rapports techniques no. 440, Région du Québec, Service canadien de la faune. ix + 42 p.

Publié avec l'autorisation du
Ministère de l'Environnement.
Service canadien de la faune.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement, 2005.

Numéro de catalogue CW69-5/440F

ISBN 0-662-74708-9

Hirondelle bicolore – fleuve Saint-Laurent – contamination - bioindicateur

Copies disponibles auprès du

Service canadien de la faune
Région du Québec
1141, route de l'Église, C.P. 10100
Sainte-Foy (Québec), G1V 4H5

RÉSUMÉ

Dans le cadre du Plan d'Action Saint-Laurent, quelques espèces animales ont fait l'objet d'un suivi écotoxicologique afin de sélectionner une ou des espèces sentinelles de l'état du Saint-Laurent. Parmi celles-ci, on retrouve l'Hirondelle bicolore (*Tachycineta bicolor*), un petit oiseau insectivore largement répandu en Amérique du Nord qui fréquente les milieux humides. Des nichoirs artificiels ont été installés à huit stations situées en aval de rejets d'usines priorisées par le Plan d'Action Saint-Laurent, de même qu'à deux endroits témoins situés à l'intérieur des terres. Des œufs, des jeunes et des adultes ont été récoltés aux nichoirs pendant les étés 1992 et 1993 et des analyses de contaminants tels que le mercure, BPC et plusieurs autres organochlorés ont été réalisées sur des échantillons composites.

Six organochlorés, dont les BPC totaux et le *p,p'*-DDE, étaient présents dans plus de 90% de tous les échantillons, alors que le mercure était détecté dans les œufs et les adultes mais pratiquement absent chez les jeunes. Le nombre insuffisant d'échantillons fait en sorte qu'il était impossible de constater une différence du niveau de contamination entre les deux années de suivi et entre les stations. De façon globale, les œufs et les adultes présentaient des concentrations en contaminants plus élevées que chez les jeunes, cependant, les quantités de contaminants augmentaient entre les stades œuf et jeune, supposant une exposition et une accumulation sur les sites de reproduction étudiés.

L'activité de l'enzyme éthoxyrésorufin-*O*-dééthylase (ÉROD) chez les jeunes hirondelles montrait une relation significativement positive avec les concentrations en *p,p'*-DDE et la somme des six organochlorés les plus fréquemment détectés. Les niveaux de contaminants et de biomarqueurs observés étaient du même ordre de grandeur ou inférieurs à ceux rapportés pour la région des Grands Lacs et aux États-Unis. L'étude tend à démontrer que les jeunes Hirondelles bicolores et leur taux d'accumulation des contaminants au nid sont de bons indicateurs potentiels de la contamination. Un plus grand nombre d'échantillons à chacune des stations pendant quelques années serait cependant nécessaire afin d'obtenir un meilleur pouvoir statistique.

ABSTRACT

Within the framework of the St. Lawrence Action Plan, a number of animal species were selected for an ecotoxicological study with the aim of selecting one or more as sentinel species on the health of the St. Lawrence ecosystem. Among the species chosen was the Tree Swallow (*Tachycineta bicolor*), a small-sized bird distributed widely across North America and frequently found in wetlands. Artificial nest boxes were installed at eight stations located downstream of industrial sewage discharges that had been prioritized by the St. Lawrence Action Plan, as well as at two sites situated at some distance from the river bank to serve as controls. In 1992 and 1993, eggs, nestlings, and adults were collected from the nest boxes and tested for the presence of a number of contaminants, such as mercury, PCBs, and other organochlorines.

Six organochlorines, in particular total PCBs and *p,p'*-DDE, were present in over 90% of all samples, whereas mercury was present in the eggs and adults but almost completely absent in nestlings. The small sample size made it impossible to test for differences in concentrations between years and among stations. Overall, eggs and adult birds had higher concentrations of contaminants than nestlings, however, the level of contamination showed increasing contaminant loads from eggs to nestlings, indicating an exposure and an accumulation on the nesting sites studied.

Enzyme activity of ethoxyresorufin-*O*-deethylase (EROD) in Tree Swallow nestlings revealed a significant positive relationship with *p,p'*-DDE concentrations and the total levels of the six most commonly detected organochlorines. The levels of contaminants and of biomarkers observed were of the same order of magnitude or less than levels found in the Great Lakes and at different sites in the United States. This study has demonstrated that Tree Swallow nestlings and the rate contaminants are accumulated between the egg stage and nestlings are good potential indicators of contamination on nesting sites. A greater number of samples from each station over the course of several years would be required to obtain an increased statistical power.

105-06959/

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ iii

ABSTRACT iv

TABLE DES MATIÈRES v

LISTE DES TABLEAUX vii

LISTE DES FIGURES viii

LISTE DES ANNEXES viii

REMERCIEMENTS ix

1 INTRODUCTION 1

1.1 Suivi du Saint-Laurent 1
1.2 Écologie de l'Hirondelle bicolore 1

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES 3

2.1 Sélection des stations 3
2.2 Installation des nichoirs 3
2.3 Campagnes d'échantillonnage 4
2.4 Analyses chimiques 5
2.4.1 Préparation des tissus 5
2.4.2 Méthodes analytiques 6
2.4.3 Mercure 7
2.4.4 Composés organiques de synthèse 8
2.4.5 Biomarqueurs 8
2.4.6 Contrôle de qualité des analyses 8
2.5 Paramètres calculés 9
2.5.1 Âge des jeunes 9
2.5.2 Quantité de contaminants 9
2.5.3 Bioaccumulation 10
2.6 Analyses statistiques 10

3 RÉSULTATS 11

3.1 MESURES BIOLOGIQUES 11
3.1.1 Occupation des nichoirs 11
3.1.2 Récolte, masse et temps d'exposition 11
3.1.3 Pourcentage de lipides 14
3.2 COMPOSÉS CHIMIQUES 14
3.2.1 Mercure 14
3.2.2 Biphényles polychlorés et pesticides organochlorés 17
3.2.3 Quantité de contaminants et bioaccumulation 21
3.3 Biomarqueurs 24

4 DISCUSSION 27

4.1 Contamination chez les adultes 27
4.2 Contamination dans les œufs 27
4.3 Contamination chez les jeunes 30
4.4 Taux d'accumulation des contaminants chez les jeunes 31
4.5 Biomarqueurs 31
4.6 Potentiel de l'Hirondelle bicolore comme bioindicateur 32

5 CONCLUSION 34

RÉFÉRENCES 35

ANNEXE 1 - Classement des usines du PASL selon l'indice CHIMIOTOX et le PEEP 41

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Liste des composés chimiques et nombre d'analyses dans les différents tissus d'Hirondelles bicolores recueillis en 1992-1993 6

Tableau 2. Bilan de l'utilisation des nichoirs par l'Hirondelle bicolore en 1992 et 1993 12

Tableau 3. Nombre d'œufs et d'individus récoltés par station lors des deux campagnes d'échantillonnage d'Hirondelles bicolores 13

Tableau 4. Fréquence de détection (%) des composés organochlorés chez l'Hirondelle bicolore au Québec en 1992 et 1993 15

Tableau 5. Concentrations (µg/g) en mercure, p,p'-DDE, oxychlordane, mirex, BPC totaux, HCB et E.H. dans les œufs, plumes et corps entiers d'Hirondelles bicolores 16

Tableau 6. Quantités (µg) en mercure, p,p'-DDE, oxychlordane, mirex, BPC totaux, HCB et E.H. dans les œufs, plumes et corps entiers d'Hirondelles bicolores 22

Tableau 7. Taux de bioaccumulation des contaminants (µg/j) entre les stades oeuf et jeune sur les sites de nidification 23

Tableau 8. Corrélations de Kendall entre les concentrations en contaminants organiques et les biomarqueurs ÉROD et porphyrines totales chez les jeunes Hirondelles bicolores 26

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Localisation des stations d'échantillonnage de l'Hirondelle bicolore en 1992 et 1993 4

Figure 2. Concentrations de mercure dans les œufs, les corps et les plumes (A) et quantités totales de mercure chez les adultes, les œufs et les jeunes incluant les plumes (B) 17

Figure 3. Contribution des principaux congénères de BPC dans les œufs et les corps d'adultes et de jeunes Hirondelles bicolores 19

Figure 4. Concentrations et quantités de BPC totaux, p,p`-DDE et HCB dans les œufs, les corps d'adultes et les corps de jeunes hirondelles 20

Figure 5. Activité de ÉROD et concentration en porphyrines totales chez les jeunes Hirondelles bicolores 25

Figure 6. Relation entre l'activité de ÉROD et la concentration en p,p`-DDE (A) et la concentration totale des six principaux organochlorés détectés (B). Régression et intervalle de confiance 95% 26

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 - Classement des usines du PASL selon l'indice CHIMIOTOX et le PEEP 41

REMERCIEMENTS

De nombreuses personnes ont participé à la réalisation de cette étude. Nous désirons remercier Stéphane Guay (étudiant) pour l'échantillonnage, de même que Bryan Wakeford, Michael Kassera, Masresha Asrat, Ghyslaine Sans Cartier, Henry Wong et Ewa Neugebauer du Centre national de recherche faunique pour la préparation des échantillons et les analyses chimiques.

Nous désirons également remercier Martine Benoît pour la cartographie.

1 INTRODUCTION

1.1 Suivi du Saint-Laurent

En 1988, le gouvernement du Canada mettait sur pied le Plan d'Action Saint-Laurent (PASL). L'objectif, à l'époque, était de réduire de 90%, avant 1993, la teneur en substances toxiques des rejets liquides des 50 usines les plus polluantes établies le long du fleuve Saint-Laurent et du Saguenay. De concert avec les efforts de réduction des rejets, différents outils de suivi furent instaurés, dont un réseau de surveillance écotoxicologique de la faune du Saint-Laurent. Dans le processus d'établissement de ce réseau, une série d'espèces indicatrices ont été testées afin de déterminer leur potentiel de bioindication.

Parmi les espèces d'oiseaux présélectionnées, la majorité nichait à plusieurs kilomètres des sources de pollution, rendant difficile l'établissement d'un lien entre la source et le taux de contamination observé. L'Hirondelle bicolore (*Tachycineta bicolor*) possède cependant des caractéristiques permettant de contourner ce problème. Largement répandue dans presque la totalité de l'Amérique du Nord, cette espèce utilise rapidement les nichoirs artificiels, tout en étant peu incommodée par la présence humaine. Ces caractéristiques permettent de placer des nichoirs artificiels à des endroits stratégiques, soit en aval des effluents d'usines, et ainsi obtenir une lecture plus locale des effets de la pollution chez les organismes vivants.

Le but premier de cette étude était donc d'évaluer le potentiel de l'Hirondelle bicolore à titre de bioindicateur de la contamination du milieu. Les objectifs qui s'y rattachaient consistaient à connaître le potentiel d'occupation des nichoirs artificiels par cet oiseau, le potentiel d'accumulation des contaminants dans ses tissus et à vérifier s'il existait des différences dans la concentration des contaminants entre les stades de vie et entre les stations suivies.

1.2 Écologie de l'Hirondelle bicolore

L'Hirondelle bicolore est un petit oiseau faisant partie de la famille des Hirundinidés et de l'ordre des Passériformes. Elle est la plus abondante des hirondelles, nichant dans pratiquement toute l'Amérique du Nord, elle hiverne principalement sur les côtes du Golf du Mexique et dans les Caraïbes. Quoique non coloniales, les Hirondelles bicolores peuvent nicher à proximité les unes des autres permettant ainsi l'établissement d'une densité élevée de nids dans des endroits spécifiques, principalement en bordure de milieux humides (Robertson *et al.* 1992). Elle peut ainsi représenter une espèce sentinelle appropriée pour des problématiques visant l'ensemble d'un bassin versant ou un site particulier (McCarty 2001/2002).

Pendant la période de reproduction, l'Hirondelle bicolore se nourrit presque exclusivement d'insectes volants, principalement des diptères et des odonates, capturés dans un rayon inférieur à 500 m autour du nid (Robertson *et al.* 1992, McCarty et Winkler 1999, McCarty 2001/2002). En plus d'être elle-même un prédateur, l'Hirondelle bicolore est

également une proie d'une variété de prédateurs dont le Raton laveur (*Procyon lotor*), le Vison (*Mustela vison*) et le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) (DeWeese *et al.* 1986, McCarty 2001/2002). Elle représente donc un lien important dans le transfert des contaminants entre le milieu aquatique et le milieu terrestre.

Outre sa grande abondance et ses habitudes alimentaires restreintes au site de nidification, la présélection de l'Hirondelle bicolore à titre de bioindicateur repose également sur sa facilité de capture. En effet, la femelle quitte rarement le nid lors de la période d'incubation et lorsqu'elle le fait, le mâle prend la relève afin de surveiller la couvée qui comprend généralement cinq ou six œufs (Paquin 1990, Robertson *et al.* 1992, McCarty 2001/2002). Les adultes peuvent donc être capturés facilement, il en est de même pour la récolte des œufs et la capture des jeunes lorsque les nichoirs artificiels sont utilisés. Le succès d'éclosion est généralement élevé (~ 95%) et environ 90% des jeunes atteignent l'âge de l'envol (~ 18 jours) (Stokes 1989, Robertson *et al.* 1992). Le succès de reproduction peut cependant s'avérer très variable, les conditions environnementales jouant un rôle déterminant dans le taux de survie des jeunes (McCarty 2001/2002).

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Sélection des stations

Des nichoirs ont été installés près des effluents des usines les plus préoccupantes parmi les 50 retenues dans le cadre du PASL au début des années 1990. Huit stations expérimentales étaient situées le long du tronçon fluvial du Saint-Laurent alors que les deux stations témoins étaient localisées à l'intérieur des terres (Figure 1).

La classification des 50 usines a été faite à partir du barème d'évaluation de l'écotoxicité potentielle des effluents industriels (PEEP) ainsi que de l'indice chimiotox (Costan *et al.* 1993, Bermingham *et al.* 1993, Legault et Villeneuve 1992). Le PEEP a été développé pour évaluer et comparer le potentiel toxique des effluents industriels. Il intègre les résultats de différents tests de toxicité aquatique, la persistance de la toxicité et le débit de l'effluent. Les résultats sont exprimés par une valeur sur une échelle logarithmique variant de 0 à 10. Le chimiotox est un indicateur mathématique qui permet de comparer les effluents de différentes usines entre eux. Il tient compte de la charge (kg/j) de l'effluent pour un certain polluant et du degré de toxicité de ce polluant à l'aide d'un facteur de pondération toxique spécifique à chaque polluant. Les unités chimiotox individuelles de chaque polluant sont ensuite additionnées ensemble pour définir l'indice chimiotox (Pigeon 1992). La liste des résultats de l'indice chimiotox et du PEEP sont présentés à l'annexe I.

Deux stations témoins ont été choisies, l'Étang Stater et un site dans la région de Beauport. Les données existantes sur la contamination des Balbuzards nichant à l'Étang Stater indiquaient une faible contamination par le mercure et les composés organochlorés (DesGranges *et al.* 1994). Le site de Beauport a été ajouté suite à un faible taux d'occupation des nichoirs installés à l'Étang Stater durant la première campagne d'échantillonnage. Les nichoirs de ce secteur étaient installés au nord de la municipalité, à une dizaine de kilomètres du fleuve Saint-Laurent, afin de réduire la possibilité que les oiseaux se nourrissent des insectes émergeant du fleuve.

2.2 Installation des nichoirs

Les nichoirs ont été installés durant la troisième semaine d'avril 1992, ce qui coïncide avec l'arrivée des Hirondelles bicolores au Québec (Dion et Bombardier 1995). À chaque station, excepté à la station Valleyfield (24 nichoirs), 12 nichoirs ont été installés sur des arbres ou des poteaux électriques à 1,5 m de hauteur. Une distance minimale de 15 m séparait chacun des nichoirs afin de diminuer les interactions entre les mâles territoriaux et obtenir une meilleure occupation des nichoirs (Paquin 1990).

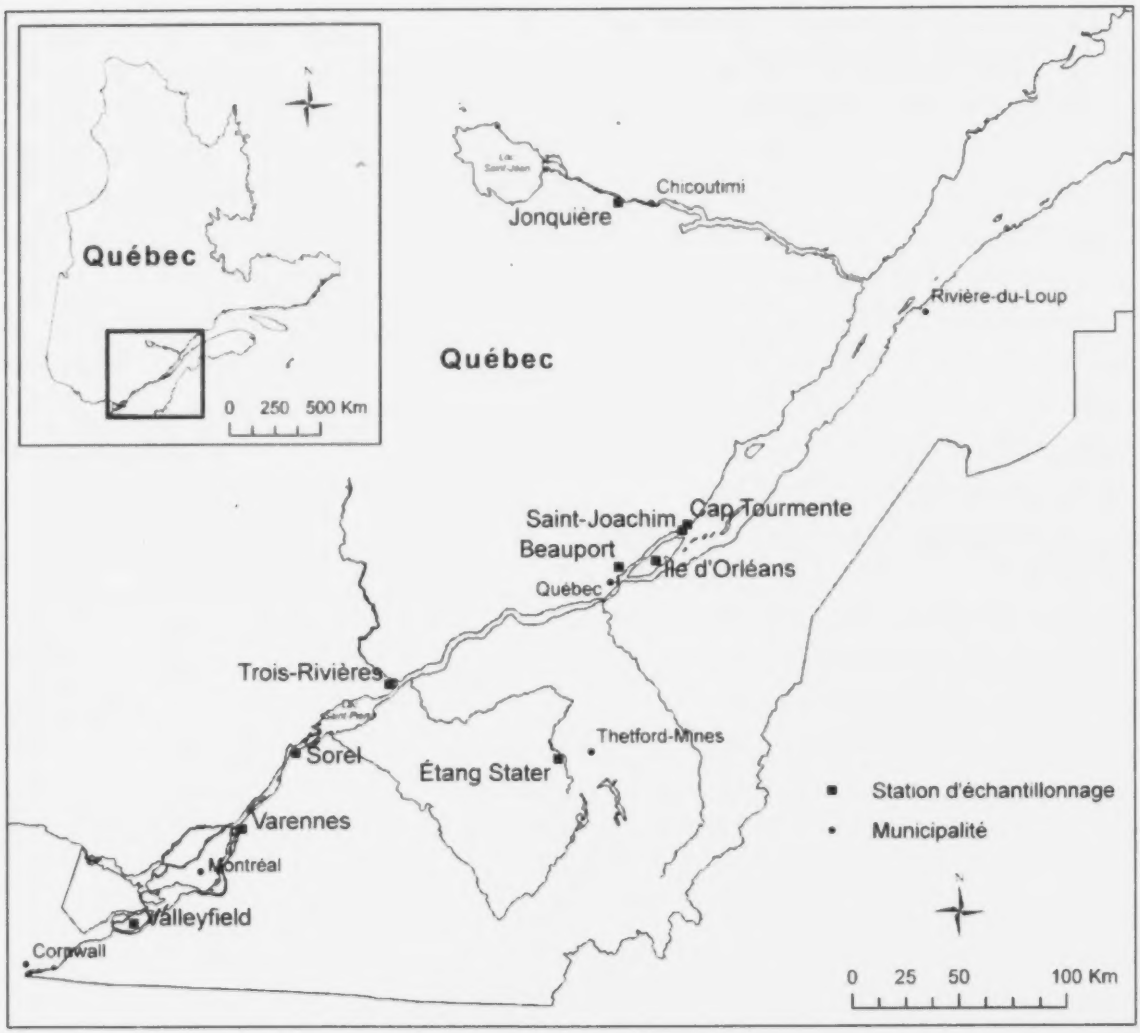


Figure 1. Localisation des stations d'échantillonnage de l'Hirondelle bicolore en 1992 et 1993

2.3 Campagnes d'échantillonnage

La première visite des nichoirs s'est déroulée entre la fin mai et le début juin en 1992 et entre le début et la mi-juin en 1993. En 1992, un oeuf par nichoir, pour un maximum de 10 oeufs par station, a été récolté. L'année suivante, tous les oeufs d'une même nichée ont été récoltés, dans trois à cinq nids par station. Des adultes ont également été capturés au nid pendant l'incubation.

La deuxième visite s'est déroulée entre la mi-juin et la mi-juillet, soit juste avant l'envol des jeunes. En 1992, un jeune par nichoir a été sacrifié. En 1993, de façon générale, tous les jeunes d'une même nichée ont été sacrifiés dans environ quatre nichoirs par station. Les jeunes étaient prélevés dans des nids différents que ceux utilisés pour le prélèvement des œufs et des adultes.

Les oiseaux ont été sacrifiés par dislocation cervicale et ensuite pesés avec une balance de marque *Pesola* (précision : 0,1 g). Les oeufs ont été pesés à l'aide d'une balance électronique de marque *Ohaus* (précision : 0,1 g) et mesurés avec un vernier *Fowler* (précision : 0,1 mm). Les échantillons étaient conservés au frais jusqu'à la fin de la journée, ensuite ils étaient congelés. En 1993, des échantillons de sang et de foie de jeunes destinés aux analyses de biomarqueurs ont été prélevés puis conservés dans l'azote liquide.

Durant les deux visites, des données écologiques ont été recueillies. Il s'agissait du statut du nichoir (visité, actif ou productif), des espèces présentes, du nombre d'oeufs pondus ainsi que des signes de prédation ou, parfois, de nouvelles pontes.

2.4 Analyses chimiques

Le type et le nombre d'analyses chimiques effectuées sur chacun des tissus d'hirondelles récoltés sont présentés au Tableau 1. Les analyses ont été effectuées sur des échantillons composites (*pools*) groupés par station. Les échantillons d'adultes sont composés de un à six individus, les jeunes de deux à 10 individus et les œufs, de deux à 22 éléments.

2.4.1 Préparation des tissus

Les échantillons ont été expédiés au Centre national de la recherche faunique à Hull (CNRF) pour leur préparation en vue des analyses chimiques. La préparation des oeufs implique que les parties cornées (bec et tarses) de même que les ptérilies de l'embryon soient enlevées avant leur homogénéisation. Les plumes des hirondeaux ont été coupées en fins morceaux pour l'analyse. La préparation des plumes pour l'analyse chimique exige qu'elles soient lavées à plusieurs reprises à l'acétone suivi d'un autre lavage à l'aide d'une solution diluée de triton X-100 (1:400) afin d'éliminer l'acétone. Enfin, un dernier rinçage à l'eau déionisée a été fait avant le séchage des plumes dans une station à air

propre. Le poids de plusieurs organes a été noté au moment de la dissection des juvéniles. Tous les tissus servant aux analyses chimiques, à l'exception du sang et des plumes, ont été homogénéisés à l'aide d'un *Sorvall Omnimiser*.

Le coût élevé des analyses de pesticides organochlorés (OC) et biphényles polychlorés (BPC), de même que la quantité de tissus nécessaire à leur analyse (un minimum de cinq grammes de tissus était essentiel pour la détection des OC-BPC; un oeuf d'Hirondelle bicolore pèse environ 1,5 g) nous ont obligés à regrouper les échantillons à analyser. La concentration obtenue lors de l'analyse d'un échantillon composite correspond d'assez près à la moyenne des concentrations individuelles. En effet, Turle et Collins (1992) ont démontré que la différence entre les concentrations moyennes de 18 pesticides organochlorés (à l'exception du mirex et du *trans*-nonachlore) dans les oeufs de Goéland argenté analysés individuellement et celles du pool de ces oeufs était inférieure à la variation analytique normale.

Tableau 1. Liste des composés chimiques et nombre d'analyses dans les différents tissus d'Hirondelles bicolores recueillis en 1992-1993

Tissu	Mercure total	Méthyl-mercure	Pesticides organochlorés et BPC	Biomarqueurs		
				EROD	ALA-d	Porphyrines
ADULTE						
- Corps entier	8	8	7			
- Plumes	8					
OEUFS	14		15			
JEUNES						
- Sang					18	
- Corps entier	5	1	11			
- Plumes	10					
- Foie				26		26

2.4.2 Méthodes analytiques

Toutes les analyses chimiques de métaux ont été faites au Centre national de la recherche faunique (CNRF). Les analyses des OC et BPC ont été effectuées par le *Great Lakes Institute* de l'Université de Windsor en 1992 et par le CNRF en 1993. Les résultats de métaux sont exprimés en poids sec alors que les organochlorés et BPC sont présentés en poids frais.

Le pourcentage en eau des échantillons est obtenu en séchant dans un four à convection à température constante (105°C) un aliquote préalablement pesé. Le pourcentage en eau est calculé par la différence entre les deux poids.

Le pourcentage en lipides est obtenu pour chaque individu en broyant un échantillon préalablement pesé avec du Na_2SO_4 anhydre. Ce mélange est élué sur une colonne en verre avec 50% CH_2CL_2 dans l'hexane (V/V). Après extraction, le solvant est concentré par évaporation à l'aide d'un rotovapeur et séché à température constante (105°C). La différence de poids correspond à celui en lipide. Le pourcentage de lipide est calculé de la façon suivante: $(W^1 * V^1)/(W^2 * V^2)* 100$.

Où W^1 = Poids en lipide
W^2 = Poids de l'échantillon
V^1 = Volume de l'aliquote utilisée
V^2 = Volume total de la solution

2.4.3 Mercure

Le mercure a été analysé selon les méthodes décrites dans Adeloju et Mann (1987) et Neugebauer *et al.* (2000). L'échantillon à analyser (≈1 g) est digéré dans un mélange d'acide nitrique et sulfurique (1:2) à 60°C. Ce mélange est par la suite mis en présence de bichromate de potassium pour compléter l'oxydation des composés organo-mercuriques. Le mercure a été dosé par absorption atomique à vapeur froide (CVAA) utilisant le 3030 AAS (Perkin-Elmer) équipé d'une pompe VGA (Varian) ainsi qu'un échantillonneur automatique PSC-55 (Varian). La limite de détection est de 2,0 µg/kg.

Le méthylmercure est séparé des tissus au moyen d'une solution acide de bromure de sodium et de sulfate de cuivre. Par la suite, ce mélange est partitionné dans une solution de toluène. La couche supérieure (toluène) est placée dans un tube auquel du thiosulfate de sodium est ajouté. Après la séparation avec la couche aqueuse, l'échantillon suit les mêmes procédures que le mercure total (Callum *et al.* 1981).

2.4.4 Composés organiques de synthèse

Au total, 21 pesticides organochlorés et 42 congénères de BPC ont été analysés. La classification des congénères de BPC utilisée est celle adoptée par l'Union internationale de Chimie Pure et Appliquée (IUPAC) (Ballschmiter et Zell 1980).

La méthode d'analyse chimique des OC et des BPC utilisée est décrite dans Peakall *et al.* (1986) ainsi que Won *et al.* (2001). En résumé, les lipides et les composés biogéniques contenus dans un échantillon (≈5 g) sont extraits sur colonne de verre avec 50% de CH_2CL_2 (V/V) et séparés en trois fractions sur colonne de florisil. Ces trois fractions comprennent différents composés organochlorés. La fraction I contient environ 10% de *p,p'*-DDT, tout le *p,p'*-DDE, les chlorobenzènes, les octachlorostyrènes, le mirex et le photo-mirex, les BPC et approximativement 50% du *trans*-nonachlore. La fraction II contient les hexachlorocyclohexanes, l'oxychlordane, le *cis* et le *trans*-chlordane, le *p,p'*-DDD, le *cis*-nonachlore et 50% du *trans*-nonachlore. La fraction III contient l'heptachlore et la dieldrine. Les analyses ont été effectuées par chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire DB-5 avec capture d'électron.

2.4.5 Biomarqueurs

L'activité de la éthoxyrésorufin-*O*-dééthylase (ÉROD), une enzyme dépendante du cytochrome p-450 dans les microsomes de foie d'oiseau, a été mesurée par fluorescence à l'aide de la méthode tirée de Pohl et Fouts (1980). La méthode utilisée pour déterminer les niveaux de porphyrines hépatiques par HPLC est celle de Kennedy *et al.* (1986). Le ratio de l'acide *delta*-amino-lévulinate déshydratase (ALA-d) a quant à lui été mesuré dans le sang via l'absorbance de cet enzyme réactif au zinc par rapport à celui du contrôle (Scheuhammer 1987).

2.4.6 Contrôle de qualité des analyses

Le matériel de référence utilisé pour faire le contrôle des analyses de métaux provient du Conseil national de recherches du Canada (CNRC). Il est composé de muscles et de foie de Chien de mer *(Squalus acanthias)*, dont les valeurs standard sont connues. De façon routinière pour les analyses de mercure et de méthylmercure, le CNRF ajoute quatre échantillons dont les valeurs sont connues. Il y a toujours deux échantillons blancs par série d'analyses. Le coefficient de variation pour les analyses de mercure et de méthylmercure est inférieur à 10%.

Le contrôle de qualité des analyses de pesticides organochlorés et des BPC a été assuré par le Centre national de la recherche faunique pour la totalité du projet, assurant ainsi une constance des résultats malgré l'utilisation de deux laboratoires. Le matériel de référence utilisé, soit des œufs de Goéland argenté (*Larus argentatus*), fait l'objet d'analyses régulières au CNRF. De façon routinière, le CNRF ajoute un échantillon de référence par cinq échantillons à analyser.

2.5 Paramètres calculés

2.5.1 Âge des jeunes

L'âge des jeunes a été estimé à l'aide d'une courbe de croissance de l'Hirondelle bicolore expliquée par un modèle logistique (Zach et Mayoh 1982). Lorsque le poids de l'hirondeau était supérieur à 19,8 g, soit le poids moyen à l'envol, l'âge de l'oisillon a été fixé à 14 jours. Cette valeur s'avère être la moyenne entre 10 jours (âge obtenu avec un poids de 19,8 g) et 18 jours, l'âge moyen à l'envol chez l'Hirondelle bicolore (Stokes 1989). Les jeunes de poids supérieur à 19,8 g pouvaient avoir atteint le maximum de leur poids ou être en période de récession de poids précédant l'envol. En somme, on ne peut statuer précisément sur l'âge exact des hirondeaux entre 10 et 18 jours.

Modèle logistique de Zach et Mayoh (1982) :

$$T = - (\ln ((22{,}42 - M)/(23{,}21 \times M))/0{,}51)$$

Où :
T : Âge de l'oiseau (j)
M : poids de l'oiseau (g)

2.5.2 Quantité de contaminants

Le calcul de la quantité de contaminants retrouvés dans les corps, les œufs et les plumes d'Hirondelles bicolores a été effectué au moyen de l'équation suivante :

$$Q = Cc \times Mt$$

Où :
Q : Quantité de contaminants (µg)
Cc : Concentration du contaminant (µg/g)
Mt : Masse du tissu dans lequel est détecté le contaminant (g)

Dans le cas du mercure, les quantités obtenues dans les deux tissus analysés (le corps entier et les plumes) ont été additionnées afin d'obtenir la quantité totale de ce contaminant chez les individus. Pour les œufs, le poids utilisé est celui du contenu, excluant ainsi le poids de la coquille de même que celui des parties cornées enlevées lors de la préparation des échantillons (voir section 2.4.1.).

2.5.3 Bioaccumulation

Le calcul du taux d'accumulation des contaminants chez les jeunes au site de reproduction a été effectué au moyen de l'équation suivante :

$$B = (Qj - Qo) / T$$

Où :

B : Taux de bioaccumulation du contaminant (µg/j)

Qj : Quantité de contaminant chez les jeunes (µg)

Qo : Quantité de contaminant dans les œufs (µg)

T : Âge du jeune (j)

2.6 Analyses statistiques

Les tests statistiques ont été réalisés à l'aide du logiciel JMP (SAS Institute 1999). À moins d'indications contraires dans le texte, les tests non paramétriques de Wilcoxon / Kruskall-Wallis avec un seuil de détection de $p < 0,05$ ont été utilisés pour comparer la contamination entre les différents stades de vie de l'hirondelle. Lorsqu'une différence significative était détectée en présence de plus de deux groupes, un test de comparaison multiple de Tukey-Kramer était appliqué afin de déterminer quels groupes étaient significativement différents ($p < 0,05$). Des corrélations non paramétriques de Kendall ($Tau < 0,05$) ont enfin été calculées entre les concentrations de biomarqueurs et les contaminants.

Lorsque les contaminants n'étaient pas détectés, la moitié de la limite de détection était utilisée comme valeur dans les analyses statistiques.

3 RÉSULTATS

3.1 MESURES BIOLOGIQUES

3.1.1 Occupation des nichoirs

Parmi l'ensemble des 229 nichoirs-années disponibles au cours des deux années de suivi, 67% ont reçu la visite d'Hirondelles bicolores et 58% ont servi à la construction d'un nid pour cette espèce (Tableau 2). Des oeufs ont été pondus dans 51% des nichoirs (88% des nids) et au moins un jeune a été observé dans 34% des nichoirs installés, ce qui signifie que 67% des nids portant des œufs ont produit au moins un jeune.

Les stations les plus productives sont celles du Cap Tourmente et de Valleyfield avec des taux respectifs de 90% et 81% des nichoirs ayant vu éclore au moins un jeune. Les plus faibles taux de construction de nids sont notés à l'Île d'Orléans (33%) et à Sorel (18%). À cette dernière station, un grand nombre (n = 10) de nichoirs a disparu. Bien qu'elle fasse partie de l'aire de répartition de l'Hirondelle bicolore, aucun nichoir installé à la station de Jonquière n'a été visité au cours des deux années de l'étude.

D'autres espèces animales telles le Moineau domestique (*Passer domesticus*) (n = 6), la Mésange à tête noire (*Parus atricapillus*) (n = 1), l'Écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*) (n = 1), le Grand Polatouche (*Glaucomys sabrinus*) (n = 1), des écureuils sp. (n = 2) et des guêpes (n = 7) ont utilisé les nichoirs. Deux cas de prédation (n = 2) ont aussi été répertoriés.

3.1.2 Récolte, masse et temps d'exposition

Les nombres d'oeufs et d'individus récoltés lors de la campagne d'échantillonnage sont rapportés au Tableau 3. Au total, 148 œufs, 53 jeunes et 20 adultes ont été prélevés parmi les huit stations exposées alors que 29 œufs, 20 jeunes et cinq adultes l'ont été pour les deux stations témoins.

L'âge des jeunes, estimé par le poids (voir section 2.5), varie entre huit et 14 jours pour une moyenne de 12 jours (s = 2, n = 50). Les jeunes récoltés en 1992 sont significativement plus petits que ceux récoltés en 1993 (1992 : $\bar{x}$ = 18,1 g, s = 2,0, n = 26; 1993 : $\bar{x}$ = 21,6 g, s = 1,3, n = 24) et donc plus jeunes (1992 : $\bar{x}$ = 9,6 j, s = 2,1; 1993 : $\bar{x}$ = 13,7 j, s = 1,1). En 1993, les jeunes capturés aux stations de Trois-Rivières (n = 6) et de Varennes (n = 7) ont tous dépassé les 19,8 g et leur âge est estimé à 14 jours, alors que les individus capturés à Beauport en 1992 démontrent une moyenne d'âge de seulement 8,3 jours (s = 1,1, n = 8), la plus faible parmi les stations visitées.

Tableau 2. Bilan de l'utilisation des nichoirs par l'Hirondelle bicolore en 1992 et 1993

Station	Nombre de nichoirs-années	Nichoirs visités		Nids									
				en construction		avec œuf(s)		avec jeune(s)		Autres*		Disparus	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n
Valleyfield	47	98	46	98	46	91	43	81	38	2	1	4	2
Varennes	18	83	15	61	11	56	10	33	6	33	6	11	2
Sorel	17	29	5	12	2	12	2	0	0	12	2	59	10
Trois-Rivières	24	88	21	79	19	63	15	13	3	4	1	8	2
Île d'Orléans	24	54	13	33	8	17	4	-		13	3	-	
Saint-Joachim	24	63	15	54	13	46	11	17	4	17	4	-	
Cap Tourmente	10	100	10	100	10	90	9	90	9	-		-	
Jonquière	24	0	0	0	0	0	0	0	0	17	4	17	4
Étang Stater	24	63	15	34	9	33	8	33	8	13	3	-	
Beauport	17	82	14	82	14	82	14	59	10	6	1	-	
Total	**229**	**67**	**154**	**58**	**132**	**51**	**116**	**34**	**78**	**10**	**24**	**9**	**20**

* Occupés par d'autres espèces (Moineau domestique, guêpes, écureuils, etc.)

Tableau 3. Nombre d'œufs et d'individus récoltés par station lors des deux campagnes d'échantillonnage d'Hirondelles bicolores

Station	Oeufs		Jeunes		Adultes
	1992	1993	1992	1993	1993
Valleyfield	20	22	3	12	7
Varennes	11	6	-	7	3
Sorel	6	-	-	-	-
Trois-Rivières	10	22	3	6	6
Île d'Orléans	13	5	-	-	1
Saint-Joachim	12	12	-	12	3
Cap Tourmente	9	-	10	-	-
Sous total exposées	**81**	**67**	**16**	**37**	**20**
Beauport	-	19	8	-	4
Étang Stater	10	-	2	10	1
Sous total témoins	**10**	**19**	**10**	**10**	**5**
Total	**91**	**86**	**26**	**47**	**25**

Les adultes récoltés possèdent une masse moyenne de 20,7 g (s = 2,3, n = 25) incluant en moyenne 1,6 g de plumes (s = 0,4, n = 25). Les œufs affichent quant à eux une masse totale moyenne de 1,7 g (s = 0,2, n = 99) mais le contenu pèse en moyenne 1,1 g (s = 0,2, n = 99).

3.1.3 Pourcentage de lipides

Le pourcentage de lipides affiche une certaine variation entre les individus d'un même stade de développement. Chez les adultes, cette valeur varie entre 7,5% et 21,0% du poids total avec une moyenne de 12,5% (s = 5,6). Chez les jeunes, le pourcentage de lipides oscille entre 8,1% et 16,7% pour une valeur moyenne de 11,7% (s = 2,9), alors que dans les œufs, le minimum et la maximum observés sont respectivement 3,6% et 14,0% pour une moyenne de 8,5% (s = 3,2).

3.2 Composés Chimiques

La liste des contaminants organiques analysés ainsi que leur fréquence de détection chez les trois stades de développement de l'Hirondelle bicolore sont présentées au Tableau 4. Les BPC totaux, le *p,p'*-DDE, le mirex, l'oxychlordane, l'époxyde d'heptachlore (E.H.) et l'hexachlorobenzène (HCB) sont les contaminants organiques les plus fréquemment détectés, étant présents dans plus de 90% de tous les échantillons. Seuls les résultats concernant le mercure et les six contaminants organiques nommés ci-haut seront traités plus en détails.

En raison du nombre peu élevé d'analyses chimiques effectuées au cours des deux années de l'étude, aucune analyse statistique ne se prête à une comparaison interannuelle des données et les deux années de suivi ont été regroupées. À la plupart des stations, chaque stade de développement (adultes, œufs, jeunes) n'a été analysé qu'à une ou deux reprises au cours de l'étude si bien qu'aucune différence statistique n'est détectée entre les stations pour tous les contaminants traités. Les résultats sont donc également regroupés par stade de développement et par type de station (témoins et exposées) et les tests de comparaison statistiques sont appliqués à ces deux niveaux.

3.2.1 Mercure

Les concentrations de mercure (Hg) retrouvées dans les corps entiers d'Hirondelles bicolores adultes atteignent leur maximum à la station témoin de l'Étang Stater (0,61 µg/g) alors que le minimum est observé à Valleyfield (0,18 µg/g) (Tableau 5). Le méthylmercure représente en moyenne 87,5% (s = 8,4, n = 8) du mercure total chez les adultes. Dans les œufs, la valeur la plus élevée est obtenue à l'Île d'Orléans (0,91 µg/g) et la plus faible à Valleyfield (0,22 µg/g). Les concentrations de mercure dans les corps entiers de jeunes hirondelles sont inférieures à la limite de détection pour 83% des échantillons analysés, seule la station de Trois-Rivières affiche une valeur au-dessus des seuils et est composée à 100% de méthylmercure.

Tableau 4. Fréquence de détection (%) des composés organochlorés chez l'Hirondelle bicolore au Québec en 1992 et 1993

	Oeuf (n = 15)	Corps entier	
		Adulte (n = 7)	Jeune (n = 11)
α - Hexachlorocyclorohexane	93	81	57
β - Hexachlorocyclorohexane	80	72	100
γ - Hexachlorocyclorohexane	87	81	100
p,p'-DDT	100	45	14
p,p'-DDD	100	81	29
p,p'-DDE	100	100	100
trans-Nonachlore	100	100	14
cis-Nonachlore	100	100	14
Oxychlordane	100	100	100
cis-Chlordane	40	72	0
trans-Chlordane	0	0	0
Époxyde d'heptachlore (E.H.)	100	100	100
Dieldrine	100	91	57
photo-mirex	73	72	100
Mirex	93	100	100
BPC totaux	100	100	100
1,2,4,5-Tétrachlorobenzène	0	19	0
1,2,3,4-Tétrachlorobenzène	20	19	0
Pentachlorobenzène	40	36	43
Hexachlorobenzène (HCB)	100	91	100
Octachlorostyrène	67	55	100
Tris (4-chlorophényl) méthanol*	75	0	0

* Pour le tris (4-chlorophényl) méthanol, les effectifs sont de 4 pour les oeufs et de 6 pour les jeunes.

Tableau 5. Concentrations (µg/g) en mercure, *p,p'*-DDE, oxychlordane, mirex, BPC totaux, HCB et E.H. dans les œufs, plumes et corps entiers d'Hirondelles bicolores

Stade	Hg corps		Hg plumes		*p,p'*-DDE		Oxychlordane		Mirex		BPC totaux		HCB		E.H.	
Station	$\bar{x}$ (n)	s	$\bar{x}$ (n)	s	$\bar{x}$ (n)	s	$\bar{x}$ (n)	s	$\bar{x}$ (n)	s	$\bar{x}$ (n)	s	$\bar{x}$ (n)	s	$\bar{x}$ (n)	s
Adultes																
Beauport[T]	0,35 (1)		1,15 (1)		0,462 (1)		0,0219 (1)		0,0262 (1)		0,7078 (1)		0,0070 (1)		0,0099 (1)	
E. Stater[T]	0,61 (1)		1,96 (1)		0,291 (1)		0,0209 (1)		0,0257 (1)		2,8401 (1)		0,0067 (1)		0,0059 (1)	
I. Orléans	0,28 (1)		2,13 (1)		0,240 (1)		0,0127 (1)		0,0286 (1)		0,9724 (1)		0,0088 (1)		0,0070 (1)	
St-Joachim	0,22 (1)		1,86 (1)		0,363 (1)		0,0085 (1)		0,0293 (1)		0,6425 (1)		0,0074 (1)		0,0074 (1)	
T.-Rivières	0,34 (1)		1,72 (1)		0,508 (1)		0,0224 (1)		0,0349 (1)		2,0359 (1)		0,0171 (1)		0,0110 (1)	
Valleyfield	0,19 (2)	0,01	2,13 (2)	0,02	1,058 (1)		0,0420 (1)		0,0977 (1)		3,8511 (1)		0,0094 (1)		0,0439 (1)	
Varennes	0,43 (1)		2,44 (1)		0,786 (1)		0,0281 (1)		0,0450 (1)		4,6602 (1)		0,0101 (1)		0,0305 (1)	
Moyenne	0,33 (8)	0,14	1,94 (8)	0,38	0,530 (7)	0,294	0,0224 (7)	0,0109	0,0411 (7)	0,0258	2,2443 (7)	1,6001	0,0095 (7)	0,0036	0,0165 (7)	0,0148
Œufs																
Beauport[T]	0,53 (1)				1,819 (1)		0,5670 (1)		0,0433 (1)		1,3667 (1)		0,0181 (1)		0,0285 (1)	
E. Stater[T]	0,36 (1)				0,952 (1)		0,0500 (1)		0,0509 (1)		0,6851 (1)		0,0077 (1)		0,0154 (1)	
C. Tourmente	0,32 (1)				0,653 (1)		0,0237 (1)		0,0184 (1)		0,3375 (1)		0,0053 (1)		0,0071 (1)	
I. Orléans	0,61 (2)	0,43			0,322 (2)	0,015	0,0243 (2)	0,0021	0,0418 (2)	0,0061	0,7255 (2)	0,3757	0,0071 (2)	0,0008	0,0081 (2)	0,0005
Sorel	0,36 (1)				0,216 (1)		0,0248 (1)		0,0283 (1)		0,6424 (1)		0,0054 (1)		0,0139 (1)	
St-Joachim	0,49 (2)	0,02			0,579 (2)	0,033	0,1686 (2)	0,1978	0,0201 (2)	0,0069	0,4494 (2)	0,0282	0,0066 (2)	0,0005	0,0086 (2)	0,0020
T.-Rivières	0,50 (2)	0,25			0,640 (2)	0,407	0,2375 (2)	0,3037	0,0314 (2)	0,0157	0,7779 (2)	0,3254	0,0117 (2)	0,0043	0,0107 (2)	0,0055
Valleyfield	0,24 (3)	0,04			0,677 (3)	0,662	0,1355 (3)	0,1998	0,0402 (3)	0,0189	1,8594 (3)	1,5134	0,0109 (3)	0,0009	0,0130 (3)	0,0110
Varennes	0,41 (2)	0,10			0,519 (2)	0,030	0,0338 (2)	0,0055	*0,0154 (2)*	0,0199	14,3991 (2)	18,0817	0,0103 (2)	0,0047	0,0148 (2)	0,0048
Moyenne	0,42 (15)	0,19			0,653 (15)	0,459	0,1334 (15)	0,1886	0,0319 (15)	0,0155	2,7542 (15)	6,8063	0,0094 (15)	0,0038	0,0125(15)	0,0070
Jeunes																
Beauport[T]	-		0,72 (1)		0,051 (1)		0,0085 (1)		0,0042 (1)		0,0604 (1)		*0,0002 (1)*		0,0012 (1)	
E. Stater[T]	*0,07 (1)*		1,12 (2)	0,01	0,051 (2)	0,046	0,0061 (2)	0,0038	0,0031 (2)	0,0022	0,2376 (2)	0,1095	0,0013 (2)	0,0002	0,0017 (2)	0,0011
C. Tourmente	-		1,59 (1)		0,052 (1)		0,0057 (1)		0,0028 (1)		0,1075 (1)		0,0017 (1)		0,0008 (1)	
St-Joachim	*0,05 (1)*		0,94 (1)		0,052 (1)		0,0031 (1)		0,0027 (1)		0,1978 (1)		0,0017 (1)		0,0012 (1)	
T.-Rivières	0,14 (1)		1,87 (2)	0,40	0,098 (2)	0,058	0,0070 (2)	0,0041	0,0035 (2)	0,0007	0,5471 (2)	0,1324	0,0130 (2)	0,0044	0,0036 (2)	0,0017
Valleyfield	*0,09 (2)*	0,00	0,53 (3)	0,07	0,103 (3)	0,036	0,0062 (3)	0,0016	0,0076 (3)	0,0004	0,6249 (3)	0,0535	0,0050 (3)	0,0027	0,0077 (3)	0,0014
Varennes	*0,05 (1)*		0,72 (1)		0,082 (1)		0,0053 (1)		0,0034 (1)		0,7167 (1)		0,0038 (1)		0,0045 (1)	
Moyenne	0,08 (6)	0,03	1,05 (11)	0,53	0,077 (11)	0,038	0,0061 (11)	0,0023	0,0044 (11)	0,0022	0,4115 (11)	0,2497	0,0046 (11)	0,0048	0,0038(11)	0,0029

Résultats en italique : Inclus au moins une valeur sous le seuil de détection, la moitié de ce seuil est alors présentée ou utilisée pour le calcul de la moyenne;
Les concentrations de Hg sont exprimées en poids sec alors que celles des OC-BPC sont en poids frais;
[T] : Sites témoins.

Les plumes présentent des concentrations maximales à Varennes (2,44 µg/g) et à Trois-Rivières (2,15 µg/g) pour respectivement les adultes et les jeunes (Tableau 5). Aucune corrélation significative n'est observée entre les concentrations en mercure dans les plumes et le corps entier des hirondelles récoltées. On retrouve cependant dans les plumes d'adultes des concentrations six fois plus grandes que dans les corps entiers, ce ratio est de 13 chez les jeunes.

Les concentrations de mercure dans le corps des jeunes sont significativement moins élevées que celles retrouvées chez les adultes et dans les œufs (Figure 2A). Il existe également une différence significative entre les concentrations de mercure dans les plumes de jeunes et d'adultes. Enfin, aucune différence significative n'est observée entre les deux types de stations pour chaque tissu et chaque stade de développement (Figure 2A).

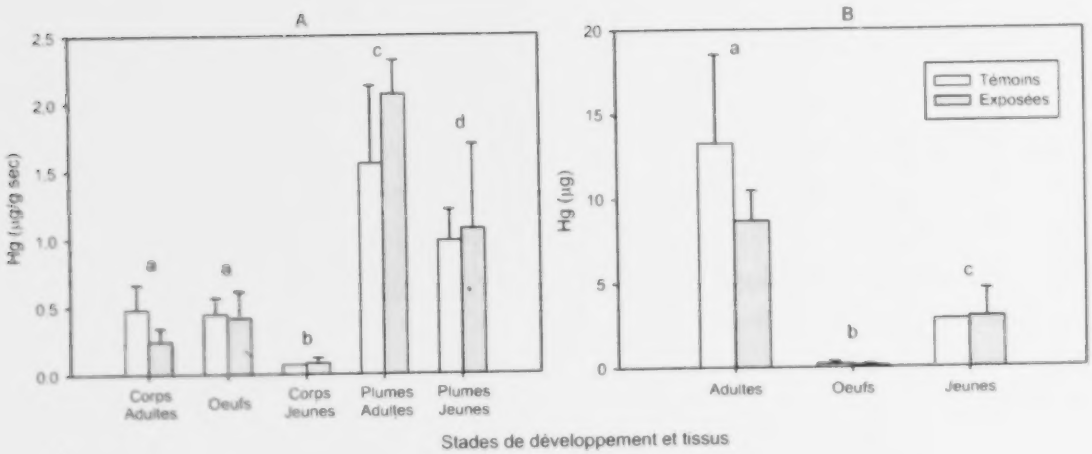


Figure 2. Concentrations de mercure dans les œufs, les corps et les plumes (A) et quantités totales de mercure chez les adultes, les œufs et les jeunes incluant les plumes (B) (les stades de développement et tissus montrant la même lettre ne sont pas significativement différents)

3.2.2 Biphényles polychlorés et pesticides organochlorés

Les principaux congénères de BPC présents chez les adultes sont les numéros 138 > 153 > 180 > 118 > 182/187 > 101 et totalisent 55% des BPC totaux (Figure 3). Dans les œufs, un plus grand nombre de congénères est nécessaire afin d'atteindre un cumulatif de 50% des BPC totaux, soient les numéros 138 > 153 > 180 > 118 > 182/187 > 101 > 66/95 > 52. Enfin, les congénères numéros 138 > 153 > 180 > 118 > 101 > 149 > 182/187 représentent 54% des BPC totaux chez les jeunes. De façon générale, les congénères numéros 138, 153, 180, 118 sont les plus importants et totalisent en moyenne de 35 à 44% des BPC totaux selon le stade de développement.

Des concentrations supérieures à 1 µg/g poids frais pour tous les composés organochlorés sont respectivement observées dans 3% des corps d'adultes et 2% des oeufs d'Hirondelles bicolores. Aucune valeur n'est supérieure à 1 µg/g dans les corps entiers des jeunes hirondelles. Seuls le *p,p'*-DDE et les BPC totaux, présentent des concentrations supérieures à ce seuil, ces composés sont d'ailleurs les plus abondants dans tous les tissus analysés (Tableau 5).

Le *p,p'*-DDE constitue 97% de la somme de DDT (DDT+DDD+DDE) de tous les tissus. Ce ratio varie entre 82 et 100%. Le ratio DDT / BPC totaux est inférieur à 1 dans les corps entiers d'adultes et de jeunes hirondelles, il est cependant supérieur à 1 dans 33% des échantillons d'oeufs analysés.

Chez les adultes, les concentrations de contaminants organiques les plus élevées sont principalement observées à Valleyfield et Varennes (Tableau 5). Trois-Rivières est cependant l'endroit où le HCB atteint sa valeur maximale (0,0171 µg/g). La situation est différente dans les œufs puisque quatre composés organochlorés affichent leur valeur maximale à la station témoin de Beauport. Une valeur très élevée de BPC totaux dans les œufs est également observée à la station de Varennes (27,2 µg/g). Chez les jeunes, les stations de Valleyfield, Varennes et Trois-rivières présentent généralement les valeurs les plus élevées alors que les stations de Saint-Joachim et de Cap Tourmente s'avèrent peu contaminées.

Pour les cinq organochlorés analysés, les concentrations observées chez les jeunes sont toutes significativement inférieures à celles obtenues dans les œufs. Le *p,p'*-DDE, le E.H. et le mirex affichent également des concentrations significativement plus élevées chez les adultes par rapport aux jeunes. Les concentrations de BPC totaux ne montrent quant à elles aucune différence entre les trois stades de développement (Figure 4A).

Pour la quasi majorité des stades étudiés, les concentrations des composés organochlorés observées ne sont pas significativement différentes entre les stations témoins et exposées. Seul le *p,p'*-DDE dans les oeufs (Figure 4C) et le HCB chez les jeunes (Figure 4E) affichent des différences significatives. Alors que les œufs des stations témoins montrent des concentrations significativement plus élevées en *p,p'*-DDE que les stations exposées, l'inverse est observé pour le HCB chez les jeunes.

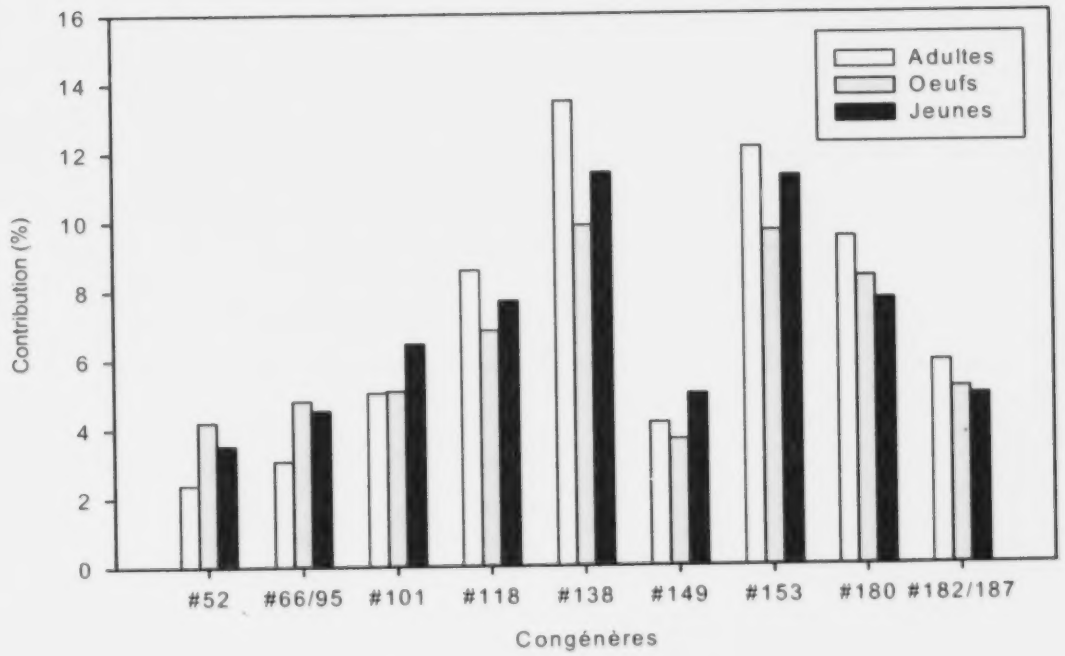


Figure 3. Contribution des principaux congénères de BPC dans les œufs et les corps d'adultes et de jeunes Hirondelles bicolores

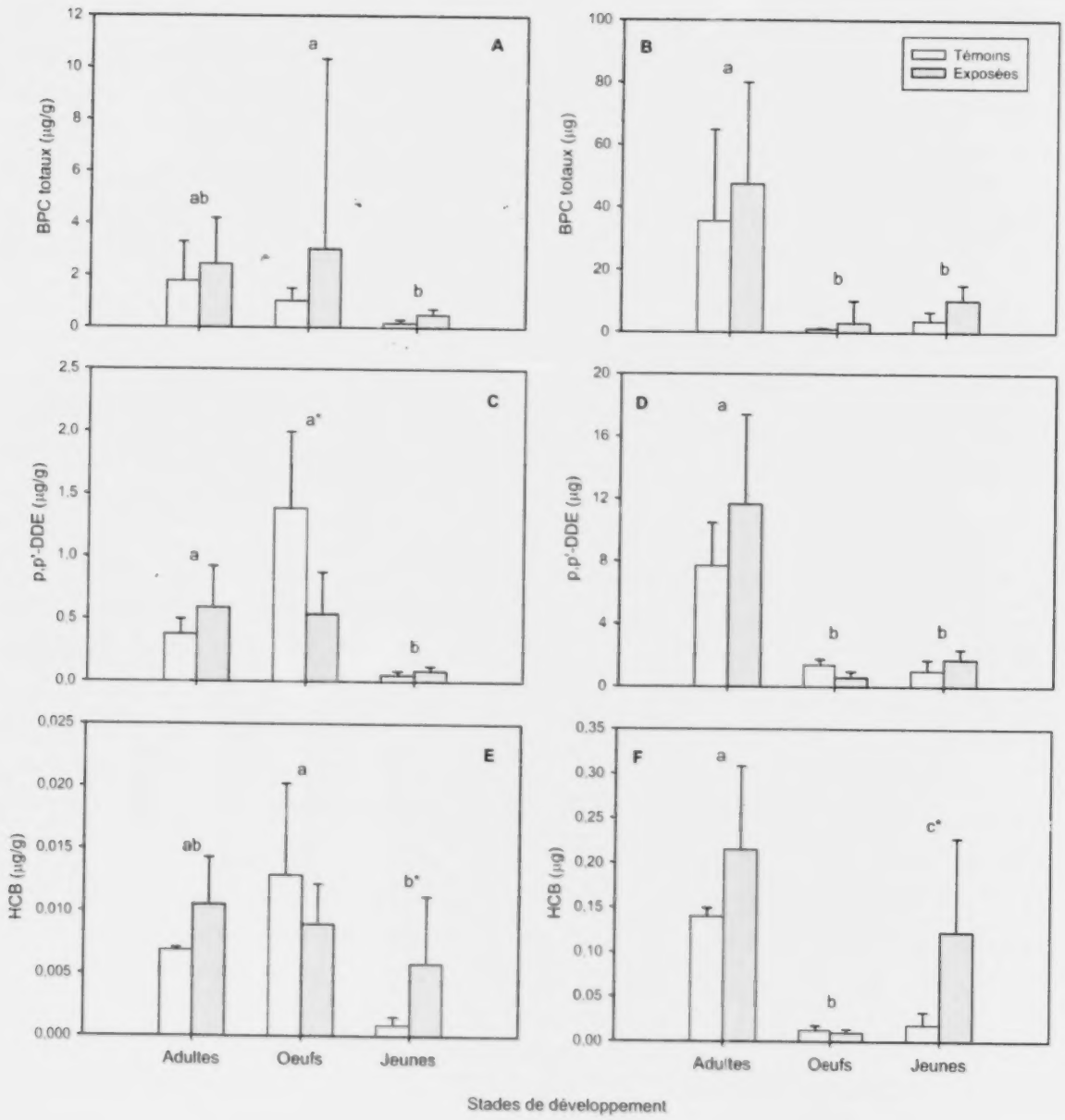


Figure 4. Concentrations (graphes de gauche) et quantités (graphes de droite) de BPC totaux, *p,p'*-DDE et HCB dans les œufs, les corps d'adultes et les corps de jeunes hirondelles (les stades affichant la même lettre ne sont pas significativement différents; les stades affichant un astérisque montrent une différence significative entre les stations témoins et exposées)

3.2.3 Quantité de contaminants et bioaccumulation

Hormis le HCB chez les jeunes qui s'avère significativement plus élevé aux stations exposées qu'aux stations témoins (Figure 4F), les quantités de contaminants ne démontrent pas de différence significative entre les deux types de stations, et ce pour les trois stades de développement. Toutes stations confondues, les quantités de contaminants retrouvées chez les hirondelles adultes sont significativement plus élevées que chez les deux autres stades de développement (Tableau 6 et Figures 4 B, D, F). Les quantités accumulées chez les adultes sont de deux à neuf fois plus grandes que chez les jeunes et de trois à 78 fois plus élevées que dans les œufs. Une croissance significative de la quantité des contaminants entre les stades œuf et jeune est aussi présente. Il y a 24 fois plus de mercure et neuf fois plus de HCB chez les jeunes que dans les oeufs (Figures 2B et 4F).

Le taux d'accumulation de contaminants sur les sites de nidification est estimé à chacune des stations/années pour lesquelles des œufs et des jeunes ont été récoltés. Les BPC, le mercure et le *p,p'*-DDE sont les contaminants qui semblent s'accumuler les plus rapidement chez les jeunes hirondelles (Tableau 7). Les stations de Valleyfield et de Trois-Rivières affichent les plus grands taux d'accumulation de contaminants. En 1992, ces deux stations démontraient des taux d'accumulation de BPC supérieurs à 1 µg/j. On observe cependant de fortes variations entre les deux années de suivi, la plupart des contaminants ayant montré des baisses notables en 1993 à ces mêmes sites.

Tableau 6. Quantités (µg) en mercure, *p,p'*-DDE, oxychlordane, mirex, BPC totaux, HCB et E.H. dans les œufs, plumes et corps entiers d'Hirondelles bicolores

Stade	Hg corps		Hg plumes		*p,p'*-DDE		Oxychlordane		Mirex		BPC tot		HCB		E.H.	
Station	$\bar{x}$ (n)	s	$\bar{x}$ (n)	s	$\bar{x}$ (n)	s	$\bar{x}$ (n)	s	$\bar{x}$ (n)	s	$\bar{x}$ (n)	s	$\bar{x}$ (n)	s	$\bar{x}$ (n)	s
Adultes																
Beauport[T]	7,24 (1)		2,30 (1)		9,66 (1)		0,46 (1)		0,55 (1)		14,79 (1)		0,146 (1)		0,207 (1)	
É. Stater[T]	12,08 (1)		4,90 (1)		5,76 (1)		0,41 (1)		0,51 (1)		56,23 (1)		0,133 (1)		0,117 (1)	
I. Orléans	5,12 (1)		3,19 (1)		4,38 (1)		0,23 (1)		0,52 (1)		17,79 (1)		0,160 (1)		0,128 (1)	
St-Joachim	5,06 (1)		2,98 (1)		8,36 (1)		0,19 (1)		0,67 (1)		14,78 (1)		0,170 (1)		0,170 (1)	
T.-Rivières	7,58 (1)		2,58 (1)		11,33 (1)		0,50 (1)		0,78 (1)		45,40 (1)		0,380 (1)		0,246 (1)	
Valleyfield	3,53 (2)	0,41	3,50 (2)	0,11	19,04 (1)		0,76 (1)		1,76 (1)		69,32 (1)		0,170 (1)		0,791 (1)	
Varennes	8,30 (1)		3,24 (1)		15,18 (1)		0,54 (1)		0,87 (1)		89,94 (1)		0,195 (1)		0,588 (1)	
Moyenne	6,56 (8)	2,87	3,28 (8)	0,78	10,53 (7)	5,17	0,44 (7)	0,19	0,81 (7)	0,44	44,04 (7)	29,71	0,194 (7)	0,085	0,321 (7)	0,262
Œufs																
Beauport[T]	0,29 (1)				1,64 (1)		0,51 (1)		0,04 (1)		1,23 (1)		0,016 (1)		0,026 (1)	
É. Stater[T]	0,09 (1)				1,13 (1)		0,06 (1)		0,06 (1)		0,81 (1)		0,009 (1)		0,018 (1)	
C. Tourmente	0,07 (1)				0,65 (1)		0,02 (1)		0,02 (1)		0,34 (1)		0,005 (1)		0,007 (1)	
I. Orléans	0,13 (2)	0,10			0,32 (2)	0,06	0,02 (2)	0,005	0,04 (2)	0,012	0,70 (2)	0,27	0,007 (2)	0,002	0,008 (2)	0,002
Sorel	0,10 (1)				0,28 (1)		0,03 (1)		0,04 (1)		0,83 (1)		0,007 (1)		0,018 (1)	
St-Joachim	0,12 (2)	0,01			0,69 (2)	0,13	0,18 (2)	0,21	0,02 (2)	0,005	0,53 (2)	0,11	0,008 (2)	0,001	0,010 (2)	0,001
T.-Rivières	0,20 (2)	0,13			0,80 (2)	0,47	0,29 (2)	0,37	0,04 (2)	0,018	0,98 (2)	0,36	0,015 (2)	0,005	0,013 (2)	0,006
Valleyfield	0,08 (3)	0,02			0,76 (3)	0,68	0,15 (3)	0,22	0,05 (3)	0,019	2,10 (3)	1,54	0,013 (3)	0,001	0,015 (3)	0,011
Varennes	0,10 (2)	0,03			0,50 (2)	0,03	0,03 (2)	0,006	*0,01 (2)*	0,019	14,01 (2)	17,61	0,010 (2)	0,005	0,014 (2)	0,005
Moyenne	0,12 (15)	0,08			0,71 (15)	0,45	0,14 (15)	0,20	0,04 (15)	0,017	2,80 (15)	6,60	0,010 (15)	0,004	0,014 (15)	0,007
Jeunes																
Beauport[T]	-		-		0,84 (1)		0,14 (1)		0,07 (1)		1,00 (1)		*0,002 (1)*		0,020 (1)	
É. Stater[T]	*0,38 (1)*		2,46 (1)		1,08 (2)	0,97	0,13 (2)	0,08	0,06 (2)	0,05	5,02 (2)	2,34	0,026 (2)	0,005	0,037 (2)	0,022
C. Tourmente	-		-		0,97 (1)		0,11 (1)		0,05 (1)		2,00 (1)		0,032 (1)		0,015 (1)	
St-Joachim	*0,25 (1)*		2,24 (1)		1,05 (1)		0,06 (1)		0,05 (1)		4,00 (1)		0,034 (1)		0,024 (1)	
T.-Rivières	0,83 (1)		4,94 (1)		1,85 (2)	0,88	0,13 (2)	0,06	0,07 (2)	0,004	10,60 (2)	1,14	0,262 (2)	0,122	0,069 (2)	0,024
Valleyfield	*0,54 (2)*	0,02	1,20 (2)	0,03	2,12 (3)	0,55	0,13 (3)	0,03	0,16 (3)	0,02	13,08 (3)	1,91	0,103 (3)	0,049	0,159 (3)	0,021
Varennes	*0,28 (1)*		1,49 (1)		1,80 (1)		0,12 (1)		0,07 (1)		15,77 (1)		0,084 (1)		0,099 (1)	
Moyenne	0,47 (6)	0,022	2,26 (6)	1,42	1,53 (11)	0,71	0,12 (11)	0,04	0,09 (11)	0,05	8,48 (11)	5,31	0,094 (11)	0,101	0,077 (11)	0,060

Résultats en italique : Inclus au moins une valeur sous le seuil de détection, la moitié de ce seuil est alors présentée ou utilisée pour le calcul de la moyenne;
T : Sites témoins.

Tableau 7. Taux de bioaccumulation des contaminants (µg/j) entre les stades oeuf et jeune sur les sites de nidification

Contaminants	Valleyfield		Varennes	Trois-Rivières		St-Joachim	Cap Tourmente	Étang Stater
	1992	1993	1993	1992	1993	1993	1992	1993
Hg*	n.d.	0,216	0,117	n.d.	0,392	0,192	n.d.	n.d.
p,p'-DDE	0,248	0,018	0,082	0,228	-	0,035	0,034	0,046
Oxy	0,012	-	0,005	0,017	-	-	0,009	0,009
Mirex	0,011	0,006	0,003	0,005	<0,001	0,002	0,004	0,003
BPC tot	1,096	0,688	0,908	1,212	0,533	0,315	0,179	0,419
HCB	0,014	0,007	0,005	0,019	0,021	0,002	0,003	0,002
E.H.	0,017	0,011	0,006	0,010	0,003	0,002	0,002	0,004

* : Excepté pour la station de Trois-Rivières, les concentrations de mercure chez les jeunes étaient sous le seuil de détection de la méthode analytique. Les taux d'accumulation aux autres stations ont donc été calculés avec la moitié du seuil de détection pour ce contaminant.

n.d. : Aucune valeur disponible

- : Aucune accumulation observée

3.3 Biomarqueurs

L'activité de ÉROD a été mesurée chez les jeunes hirondelles de cinq stations (Figure 5). Les essais démontrent une activité significativement plus élevée chez les jeunes hirondelles de Valleyfield ($\overline{x}$ = 26,8 µmole/min/mg prot. ; s = 11,0 ; n = 3) face à celles de Beauport ($\overline{x}$ = 6,5 µmole/min/mg prot. ; s = 5,0 ; n = 7) et de Cap Tourmente ($\overline{x}$ = 9,0 µmole/min/mg prot. ; s = 6,1 ; n = 10). Il n'existe pas de différence significative entre les autres stations. Les résultats tendent cependant à montrer une diminution de l'activité de ÉROD des stations amont vers les stations aval en bordure du Saint-Laurent.

Les niveaux de porphyrines totales (uro-, hepta-, hexa- et penta-) s'avèrent équivalents entre les stations et particulièrement stables entre celles situées aux abords du Saint-Laurent. Aucune différence significative n'a pu être établie. La station de l'Étang Stater affiche néanmoins la concentration la plus faible avec 13,5 pmole/g foie (s = 2,1) alors que les jeunes des quatre autres stations possèdent des :urs moyennes oscillant entre 22,7 et 24,0 pmole/g de foie. Pour l'ensemble des échantillons analysés, les uroporphyrines représentent 67% des porphyrines totales.

La lecture du ratio de ALA-d active sur ALA-d inactive ne démontre pas de différence entre les stations. Les ratios obtenus varient entre 0,9 et 1,1 pour les quatre stations retenues pour cette analyse (Beauport, Étang Stater, Cap Tourmente, Valleyfield).

Les corrélations obtenues avec le test de Kendall démontrent une relation significativement positive entre les concentrations en *p,p'*-DDE et la concentration totale des six organochlorés étudiés avec l'activité de ÉROD dans le foie (Tableau 8; Figure 6). Cet exercice révèle également une association significativement négative entre la concentration en oxychlordane et la concentration en porphyrines totales.

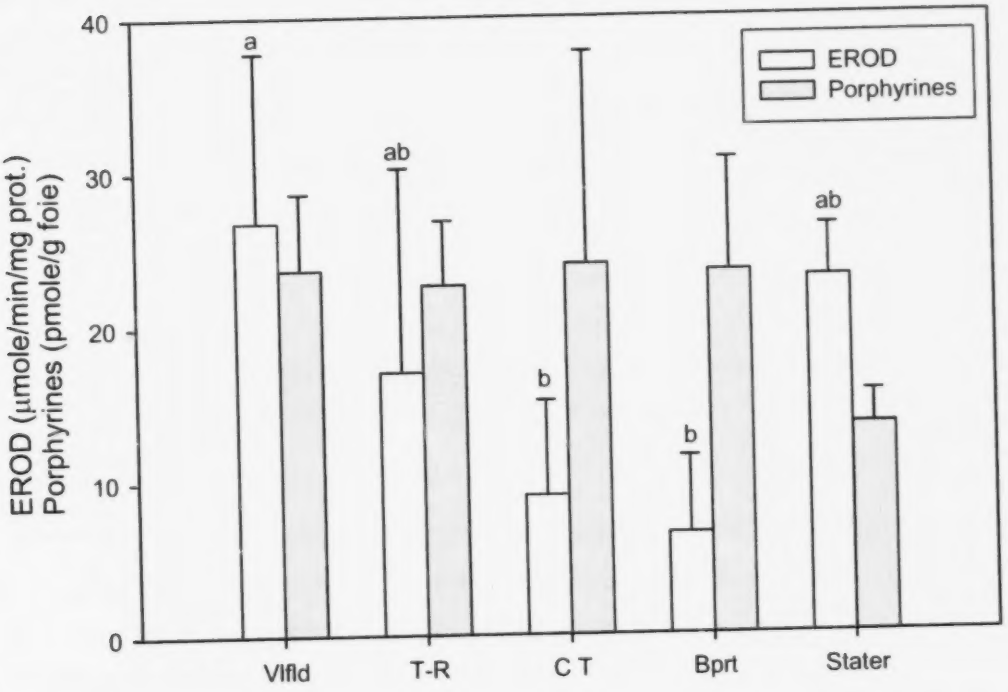


Figure 5. Activité de ÉROD et concentration en porphyrines totales chez les jeunes Hirondelles bicolores. Légende : Vlfld = Valleyfield, T-R = Trois-Rivières, CT = Cap Tourmente, Bprt = Beauport, Stater = Étang Stater (les stations montrant la même lettre ne sont pas significativement différentes pour l'activité de ÉROD)

Tableau 8. Corrélations de Kendall entre les concentrations en contaminants organiques et les biomarqueurs ÉROD et porphyrines totales chez les jeunes Hirondelles bicolores

	BPC tot.	*p,p'*-DDE	Mirex	Oxychlordane	HCB	E.H.	6 OC total
EROD	0,60 (0,14)	**0,80 (0,05)**	0,60 (0,14)	0,00 (1,00)	0,40 (0,33)	0,60 (0,14)	**0,80 (0,05)**
Porphyrines	-0,20 (0,62)	0,00 (1,00)	-0,20 (0,62)	**-0,80 (0,05)**	0,00 (1,00)	-0,20 (0,62)	0,00 (1,00)

- : corrélation inverse

Les valeurs en gras expriment les corrélations significatives

Entre parenthèses, probabilité > *Tau*

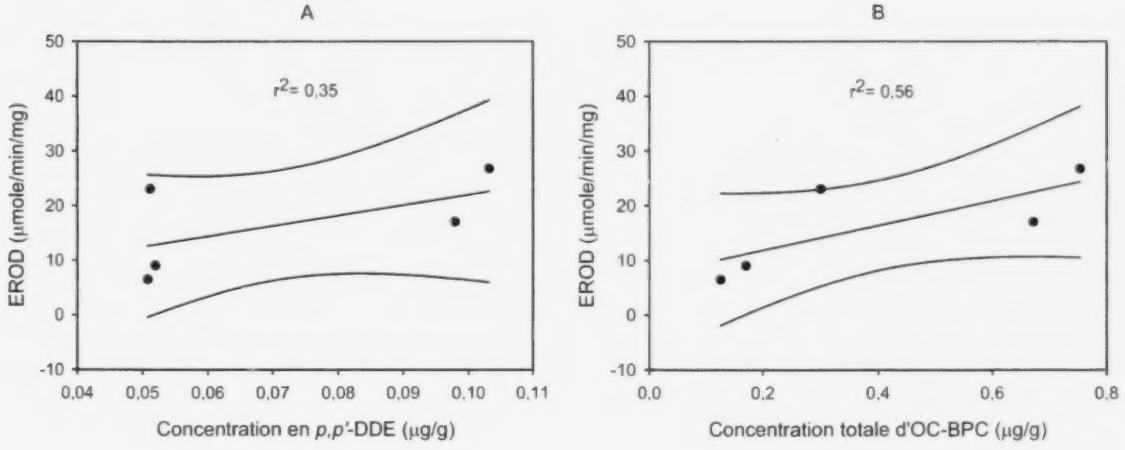


Figure 6. Relation entre l'activité de ÉROD et la concentration en *p,p'*-DDE (A) et la concentration totale des six principaux organochlorés détectés (B). Régression et intervalle de confiance 95%

4 DISCUSSION

4.1 Contamination chez les adultes

Les oiseaux adultes sont généralement moins utilisés que les jeunes et les œufs comme indicateur de la contamination. Ils sont souvent plus difficiles à capturer et les migrations saisonnières qui caractérisent la grande majorité d'entre eux rendent plus compliquée l'association des contaminants retrouvés chez ces oiseaux aux sites faisant l'objet d'un suivi environnemental (Custer *et al.* 2003a, Custer *et al.* 2003b, McCarty 2001/2002). Malgré le fait que les Hirondelles bicolores arrivent au site de nidification quelques semaines avant de pondre leurs œufs, Echols *et al.* (2004) ont démontré que le profil de congénères de BPC des adultes ne s'apparentait pas à celui de leur nourriture, alors que c'était le cas chez les hirondeaux. Ainsi, la littérature porte moins d'attention aux données de contaminants chez les hirondelles adultes.

Gerrard et St. Louis (2001) rapportent des concentrations en mercure total variant entre 0,214 et 1,110 µg/g dans les corps entiers de neuf Hirondelles bicolores adultes retrouvées mortes en bordure d'un réservoir, des valeurs dont la moyenne s'avère 50% plus élevée que celle obtenue à nos stations. Les concentrations en mercure dans les plumes de ces mêmes individus présentaient cependant un niveau de contamination semblable à celui observé dans la présente étude.

Echols *et al.* (2004) font mention de la contamination en BPC dans les corps entiers d'Hirondelles bicolores adultes. Les échantillons qu'ils ont récoltés dans l'état de New York montraient des concentrations moyennes en BPC totaux de 53 et 152 µg/g respectivement à une station témoin du canal Champlain et une station contaminée de la rivière Hudson. Ces niveaux de contamination sont de 24 à 68 fois supérieures à la moyenne de nos stations. DeWeese *et al.* (1985) ont trouvé de faibles concentrations en BPC chez des femelles capturées au Colorado dont la moyenne est sept fois inférieure à la nôtre. Les mêmes auteurs rapportent cependant une moyenne en *p,p'*-DDE de 4,4 µg/g chez ces mêmes hirondelles adultes, des valeurs qui s'avèrent huit fois plus élevées que la moyenne obtenue chez nos individus.

4.2 Contamination dans les œufs

Même s'il est connu que la contamination dans les œufs d'hirondelles est un héritage de la contamination chez les adultes et qu'elle peut provenir de différentes sources externes au site de nidification (Mayne *et al.* 2004, Nichols *et al.* 2004, Echols *et al.* 2004), le suivi des œufs est largement répandu et s'avère un moyen facile d'obtenir des données de contaminants chez les oiseaux (Thompson 1996).

Les concentrations de mercure observées dans les oeufs d'Hirondelles bicolores de nos stations sont de trois à 12 fois inférieures aux 2,5 µg/g reconnus comme pouvant être néfastes à la reproduction chez les oiseaux (Thompson

1996). Elles sont du même ordre de grandeur que celles observées aux abords des lacs Hurons, Erie et Ontario ($\bar{x}$ = 0,22 à 0,40 µg/g, considérant 80% d'humidité), de même que dans les colonies de la rivière North Platte au Wyoming ($\bar{x}$ = 0,10 à 0,40 µg/g) (Bishop *et al.* 1995, Custer *et al.* 2001). Des valeurs légèrement plus élevées ont été observées au Massachusetts ($\bar{x}$ = 0,64 µg/g) alors que des concentrations de seulement 0,16 à 0,18 µg/g ont été obtenues au Colorado (Custer *et al.* 2003a, 2003b). Les taux de contamination observés ne s'avèrent donc pas suffisamment élevés pour susciter un problème de reproduction de l'espèce. Des régressions effectuées entre les concentrations en mercure dans les œufs et le pourcentage de nids ayant vu éclore un jeune se sont d'ailleurs avérées non significatives, tout comme celles impliquant les six organochlorés et la somme de ceux-ci.

La concentration en BPC totaux dans les œufs est fortement influencée par une valeur de 27,18 µg/g obtenue à Varennes en 1992. En faisant abstraction de cette valeur extrême, la moyenne est de 1,01 µg/g. Les concentrations en BPC observées à nos stations sont ainsi du même ordre que celles obtenues par Bishop *et al.* (1995, 1999) dans les Grands Lacs (0,26 à 11,17 µg/g) mais supérieures aux valeurs enregistrées dans un site exempt de contamination industrielle de Colombie Britannique (0,18 µg/g) et aux abords du Mississippi (0,28 - 0,54 µg/g) (Elliott *et al.* 1994, Custer *et al.* 2000). Custer *et al.* (1998) ont obtenu des valeurs semblables au Wisconsin (0,19 à 3,29 µg/g) tout en n'observant aucun effet sur le succès d'éclosion des oeufs. Des concentrations très élevées de BPC dans les œufs d'Hirondelles bicolores ont été obtenues par Secord *et al.* (1999) dans l'état de New York et par Custer *et al.* (2003a) au Massachusetts alors que les valeurs moyennes par station variaient entre 29,5 et 101 µg/g. Custer *et al.* (2003a) ont été jusqu'à présent les seuls à documenter un effet négatif significatif du BPC sur le succès d'éclosion des œufs d'Hirondelles bicolores. Leurs données démontrent que la reproduction de cette espèce semblerait affectée par des concentrations supérieures à 20 µg/g dans les oeufs. Mis à part l'échantillon de Varennes, les données récoltées à nos stations sont bien en deçà de cette valeur.

Les concentrations en *p,p'*-DDE obtenues à nos stations sont passablement inférieures à celles observées dans les Grands Lacs en 1991 alors qu'une moyenne de 1,72 µg/g et des concentrations aussi élevées que 2,51 et 4,37 µg/g étaient obtenues par Bishop *et al.* (1995). Des analyses supplémentaires effectuées en 1992 et 1995 dans la même région ont démontré des concentrations du même ordre de grandeur avec une moyenne de 1,32 µg/g et une valeur maximale de 2,57 µg/g (Bishop *et al.* 1999). Mayne *et al.* (2004) ont obtenu des concentrations moyennes de 0,85 à 1,82 µg/g dans des vergers exposés alors que les sites témoins présentaient des valeurs entre 0,14 et 0,39 µg/g. Enfin, des concentrations moyennes oscillant entre 0,10 et 0,50 µg/g ont été observées dans différentes régions des États-Unis (Custer *et al.* 1998, 2000, 2002, 2003a, 2005). Le *p,p'*-DDE a été largement étudié en raison de l'amincissement de la coquille observée chez les œufs de plusieurs espèces d'oiseaux mises en contact avec ce contaminant. Blus (1996) rapporte que des concentrations aussi faibles que 3,0 µg/g dans les œufs peuvent créer une baisse de productivité chez certaines espèces d'oiseaux très sensibles. Les données observées dans nos colonies ne semblent pas suffisamment élevées pour affecter la reproduction de l'Hirondelle bicolore. Il est intéressant de noter que le ratio $\sum$ DDT/BPC$_{totaux}$ est supérieur à 1 dans 33 % des œufs d'Hirondelles bicolores alors qu'il est constamment inférieur à 1 chez les jeunes et les adultes.

Rodrigue *et al.* (2005) ont observé que les oiseaux ayant une aire d'hivernage qui inclut l'Amérique du Sud, où le DDT est encore utilisé, présentent des ratios $\sum$ DDT/ BPC_{totaux} supérieurs à 1 dans les œufs, alors que cette situation est absente chez les oiseaux qui utilisent la côte est de l'Amérique du Nord.

La contamination en mirex dans les œufs est comparable aux valeurs de Bishop *et al.* (1995) obtenues aux abords des Grands Lacs (0,013 - 0,040 µg/g). Elle est cependant légèrement plus élevée que les observations faites au Wisconsin par Custer *et al* (2002) dont la moyenne était de 0,008 µg/g (0,003 - 0,036 µg/g), et le maximum observé à Valleyfield est près de 15 fois supérieur au maximum obtenu dans la vallée d'Okanagan (Elliott *et al.* 1994). Relativement peu d'études réalisées en milieu naturel font état des effets du mirex chez les oiseaux. Wiemeyer (1996) rapporte qu'aucun effet négatif sur la reproduction n'a été observé malgré des concentrations de mirex atteignant 150 µg/g dans les oeufs de certaines espèces d'oiseaux testées en laboratoire. Aucune source locale de mirex n'est connue au Québec, la principale source étant le lac Ontario (Rodrigue *et al.* 2005).

L'oxychlordane est un métabolite du chlordane, un produit non homologué au Canada depuis 1985. La contamination maximale de ce métabolite dans les œufs est atteinte à la station témoin de Beauport, une valeur presque 10 fois supérieure au maximum observé dans les colonies des Grands Lacs (Bishop *et al.* 1995). Les concentrations observées à nos stations sont également largement supérieures à celles observées par Custer *et al.* (2000, 2002) près des rivières Mississippi et Wisconsin qui ne dépassaient pas 0,045 µg/g. Bien que de petites doses d'oxychlordane puissent être toxiques pour les oiseaux (Stickel *et al.* 1979, Kawano *et al.* 1988), les faibles concentrations de ce contaminant en milieu naturel n'ont pu être clairement associées à des problèmes de reproduction (Wiemeyer 1996). Pyle *et al.* (1999) ont observé une corrélation significative entre l'amincissement de la coquille des oeufs de deux espèces d'oiseaux marins et leur concentration en oxychlordane, l'effet était cependant insuffisant pour affecter le succès d'éclosion. Les concentrations particulièrement élevées retrouvées dans les œufs de plusieurs de nos stations semblent être les valeurs maximales observées chez l'Hirondelle bicolore, nous ne sommes cependant pas en mesure de mesurer l'impact de ces concentrations sur la productivité de l'espèce.

Les concentrations en HCB observées dans les œufs étaient sensiblement plus élevées que celles retrouvées au Wisconsin (0,002 - 0,005 µg/g) et au Massachusetts (moyenne < 0,01 µg/g) (Custer *et al.* 2002, 2003a). Cependant, des concentrations dépassant le double du maximum observé ici n'ont pas affecté significativement le succès d'éclosion chez d'autres espèces d'oiseaux (Wiemeyer 1996).

La concentration de E.H. dans les oeufs était du même ordre de grandeur que celles obtenues aux abords des Grands Lacs par Custer *et al.* (2002) et Bishop *et al.* (1995), de même qu'au Massachusetts (Custer *et al.* 2003a). Des valeurs en moyenne quatre à sept fois plus élevées ont cependant été enregistrées sur les rives du Mississippi et en Alberta (Custer *et al.* 2000, Shaw 1983). Les concentrations observées à nos stations sont bien en deçà des valeurs pouvant causer des effets notables sur les oiseaux. La Crécerelle d'Amérique (*Falco sparverius*) fait partie des espèces les plus sensibles ayant été

étudiées et a démontré une baisse de productivité uniquement pour des concentrations supérieures à 1,5 µg/g dans les œufs (Wiemeyer 1996).

4.3 Contamination chez les jeunes

L'utilisation des jeunes oiseaux pour le suivi des contaminants dans la faune est une avenue empruntée par un nombre grandissant d'études en écotoxicologie (Custer *et al.* 1998, 2000, 2001, 2003a, 2005, Harris et Elliott 2000, Bishop *et al.* 1995, 1998, Champoux *et al.* 2002, Secord *et al.* 1999, Mayne *et al.* 2004, Gerrard et St. Louis 2001, St.Louis *et al.* 1993, Smits *et al.* 2000, Wayland *et al.* 1998). Alors que la contamination observée chez les adultes et dans les œufs laisse planer des doutes sur l'origine géographique des contaminants, la situation chez les jeunes permet généralement de ramener la problématique observée à une échelle plus restreinte. L'intégration de la contamination locale par les jeunes hirondelles a été confirmée par quelques études alors que le profil de congénères de BPC observé chez les jeunes était identique à celui de leurs sources d'alimentation (Custer *et al.* 1998, Echols *et al.* 2004).

Chez nos jeunes hirondelles, la concentration de mercure dans les corps était sous les seuils de détection pour tous les échantillons, excepté celui prélevé à la station de Trois-Rivières. Des concentrations moyennes oscillant entre 0,067 et 0,188 µg/g en méthylmercure (représentant environ 90% du mercure total) sont rapportées par Gerrard et St. Louis (2001) alors qu'aucun effet toxicologique n'est observé. La même étude démontre des concentrations moyennes variant entre 0,60 et 1,34 µg/g de methylmercure dans les plumes, des valeurs du même ordre que celle obtenues à nos stations. Au Massachusetts, une concentration moyenne de 0,31 µg/g en mercure total (I.C. 95% : 0,28 – 0,33) a été observée chez des hirondeaux âgés de 12 jours (Custer *et al.* 2003a).

Les concentrations moyennes en BPC dans le corps des jeunes étaient semblables à celles observées dans les Grands Lacs et la portion amont du Saint-Laurent, cependant les valeurs maximales obtenues par Bishop *et al.* (1995, 1999) étaient jusqu'à huit fois supérieures à la nôtre. En Colombie-Britannique, des individus de 16 jours possédaient également des concentrations s'apparentant au bruit de fond (Harris et Elliott 2000). Des contaminations en BPC totaux largement supérieures ont cependant été observées aux États-Unis. On rapporte quelques cas de sites contaminés où la valeur moyenne oscille entre 13 et 96 µg/g (Secord *et al.* 1999, Custer *et al.* 2003a, Echols *et al.* 2004). La contamination en BPC observée chez les jeunes hirondelles ne semble pas affecter leur taux de survie. Les jeunes élevés en bordure de la rivière Hudson n'ont montré aucune baisse à ce niveau malgré un taux très élevé de contamination (McCarty et Secord 1999). De leur côté, Bishop *et al.* (1999) n'ont observé aucune différence entre les stations exposées et témoins quant au nombre de jeunes à l'envol. Les apports en BPC chez nos jeunes semblent également récents puisque les congénères moins chlorés occupent une place légèrement plus importante dans le profil de BPC des jeunes que dans ceux des œufs et des adultes.

Les concentrations de *p,p'*-DDE observées à nos stations sont généralement inférieures à celles des Grands Lacs et du centre de l'Alberta (Bishop *et al.* 1995, 1999, Shaw 1983). Elles s'approchent cependant des valeurs obtenues en Colombie-Britannique par Harris et Elliott (2000). En moyenne, la concentration en *p,p'*-DDE chez les jeunes est semblable aux observations de Custer *et al.* (1998, 2000, 2005) dans différents sites américains, cependant quelques valeurs élevées observées à nos stations sont plus de deux fois supérieures à celles obtenues ailleurs.

La concentration des autres contaminants organochlorés est en général assez faible chez les jeunes de cette étude. Le mirex, l'oxychlordane, le HCB et le E.H. présentaient des valeurs inférieures ou équivalentes aux observations faites à divers endroits en Amérique du Nord (Bishop *et al.* 1995, Harris et Elliott 2000, Custers *et al.* 2000, Shaw 1983).

4.4 Taux d'accumulation des contaminants chez les jeunes

Le taux auquel les jeunes hirondelles accumulent les contaminants s'est avéré un moyen efficace de mettre en évidence la présence et l'importance de ces produits sur les sites d'élevage (McCarty 2001/2002). Puisque la quantité de contaminant présente dans les œufs est un héritage de la femelle, l'accumulation chez les jeunes est une façon de faire abstraction des quantités de contaminants pouvant provenir d'ailleurs et de mettre l'emphase sur l'influence de la contamination locale.

Les jeunes hirondelles de notre étude présentent des taux d'accumulation de BPC totaux comparables aux sites témoins des principales études réalisées ailleurs (Custer *et al.* 1998, 2000, 2003, McCarty 2001/2002, Secord *et al.* 1999). Ces mêmes auteurs ont observé, sur des sites contaminés, des valeurs jusqu'à 100 fois plus élevées que le maximum de notre étude.

Le taux d'accumulation de *p,p'*-DDE est beaucoup plus faible que pour les BPC, il est par contre semblable à la gamme retrouvée dans différents États américains par Custer *et al.* (1998, 2000, 2003). En raison des faibles quantités observées, les autres organochlorés n'ont pas fait l'objet de ce type d'analyse dans la littérature.

4.5 Biomarqueurs

L'activité de l'enzyme ÉROD chez les jeunes hirondelles était significativement plus élevée à la station de Valleyfield qu'aux stations de Beauport et Cap Tourmente. Cette situation laisse supposer une réponse enzymatique des oiseaux de Valleyfield en réaction à une présence de contamination puisque ÉROD est un élément du cytochrome P450, système responsable du métabolisme des toxiques. Les corrélations obtenues entre ÉROD et les concentrations en *p,p'*-DDE et la somme des six organochlorés principaux semblent démontrer que les concentrations de contaminants observées sont suffisantes pour induire une réponse du système enzymatique immunitaire des hirondelles. Des taux de ÉROD du même ordre de grandeur ont été observés dans les Grands Lacs par Bishop *et al.* (1999) de même que par Wayland *et al.* (1998) près de papetières de l'ouest canadien. Des valeurs quatre à cinq fois supérieures ont cependant été enregistrées par Custer *et al.* (1998, 2001) au Wisconsin et près

d'une papetière du Wyoming. Smits *et al.* (2000) rapportent également des taux d'activité atteignant le double de nos valeurs près de rejets miniers du nord de l'Alberta. L'activité de ÉROD est connue pour être induite lorsque les hirondelles sont en contact avec des BPC et des hydrocarbones aromatiques polycycliques (HAP) (Custer *et al.* 1998, 2001, 2002). Bishop *et al.* (1999) ont quant à eux trouvé une corrélation négative entre ÉROD et la concentration en vitamine A.

Les porphyrines sont impliquées dans le processus de biosynthèse de l'hème, une molécule qui entre dans la composition des hémoprotéines, dont les plus importantes sont l'hémoglobine, la myoglobine et les cytochromes (Fox *et al.* 1988). De hauts niveaux de porphyrines sont normalement associés à des expositions aux BPC et autres composés chimiques du même ordre (McCarty 2001/2002). Les concentrations en porphyrines ne montraient aucune différence entre les stations. Les concentrations totales étaient deux à trois fois inférieures à celles observées par Wayland *et al.* (1998) en Alberta et en Saskatchewan. La concentration en uroporphyrines était aussi bien inférieure à ce que rapportent Bishop *et al.* (1999) pour de jeunes hirondelles de la région des Grands Lacs. Bien que de hautes teneurs en porphyrines pourraient indiquer une exposition aux BPC et autres produits chimiques apparentés (Bishop *et al.* 1999, McCarty 2001/2002), les teneurs rapportées par Wayland *et al.* (1998) ne semblaient pas être associées à des effets négatifs sur la reproduction de l'Hirondelle bicolore, ce qui pourrait insinuer que l'exposition à laquelle font face nos hirondelles est bien en deçà des seuils pouvant causer une problématique à ce niveau.

L'enzyme ALA-d catalyse la synthèse de la porphobilinogène (PBG), un précurseur de l'hémoglobine, elle est mesurée dans le sang des oiseaux afin de détecter une exposition récente au plomb inorganique (Scheuhammer 1987). Les ratios ALA-d active sur ALA-d inactive observés dans cette étude sont bien en deçà de la limite de 2,0 qui indique une contamination récente au plomb (Scheuhammer 1989).

4.6 Potentiel de l'Hirondelle bicolore comme bioindicateur

Les analyses de contaminants effectuées dans le corridor du Saint-Laurent ont démontré que l'Hirondelle bicolore possède la capacité de concentrer dans ses tissus certaines substances toxiques du milieu. De façon générale, les concentrations étaient plus élevées chez les adultes et dans les œufs que chez les jeunes, une situation causée par la dilution des contaminants lipophiles pendant la croissance rapide des oisillons (Anderson et Hickey 1976).

Les quantités de ces mêmes contaminants montraient généralement une augmentation successive entre les stades œuf, jeune et adulte, mettant ainsi en lumière le phénomène de bioaccumulation des contaminants chez cette espèce. Plus précisément, l'augmentation des quantités de contaminants entre les stades œuf et jeune signifie que les Hirondelles bicolores emmagasinent certains types de contaminants sur les sites de reproduction étudiés. Quant aux quantités de contaminants retrouvées chez les adultes, elles proviennent à la fois des sites d'hivernage, de migration et de reproduction, s'avérant ainsi moins intéressantes pour les objectifs de suivi de la contamination locale. Cette affirmation est particulièrement applicable aux stations témoins dont les adultes et les œufs peuvent présenter une

contamination héritée des autres sites fréquentés pendant le reste de l'année. Pour cette raison, le taux d'accumulation des contaminants chez les jeunes serait l'outil à privilégier dans le suivi des populations d'oiseaux migrateurs puisqu'il permet de surmonter l'interférence inhérente aux contaminants déjà présents dans l'œuf et transférés au jeune (Custer *et al.* 2000). L'utilisation du taux d'accumulation doit cependant être faite avec précaution et tenir compte de l'espèce et de l'âge des jeunes puisqu'il est plus que probable que la dynamique d'accumulation soit différente d'une espèce à l'autre et que le taux ne soit pas linéaire dans le temps (Custer *et al.* 1998, Echols *et al.* 2004, Nichols *et al.* 2004).

Même si l'objectif d'observer une variabilité spatiale n'a pu être rempli dans le cadre de cette étude, l'Hirondelle bicolore possède tout de même le potentiel nécessaire pour intégrer et refléter une différence de contamination entre différents sites. En effet, des études effectuées ailleurs en Amérique du Nord ont démontré que l'Hirondelle bicolore peut s'avérer un bon indicateur de la contamination aquatique locale retrouvée dans les sédiments et les insectes (Secord *et al.* 1999, Custer *et al.* 2001, Bishop *et al.* 1995, DeWeese *et al.* 1985, Shaw 1983, St-Louis *et al.* 1993, Kraus 1989).

Les effets de la contamination sur la condition des hirondelles ne sont cependant pas clairs. Même si certains biomarqueurs ont exprimé des variations significatives entre différentes stations plus ou moins contaminées, peu de répercussions directes ont été mises à jour. Bishop *et al.* (2000) ont observé un déclin maximal de 14% du succès de reproduction chez des Hirondelles bicolores nichant dans des vergers exposés à de fréquentes applications de pesticides. Harris et Elliott (2000) ont trouvé que le succès de nidification de l'Hirondelle bicolore était diminué en aval de rejets de papetières sans toutefois pouvoir lier clairement cet effet à l'exposition des contaminants de l'effluent. DeWeese *et al.* (1985) ont remarqué que les œufs d'Hirondelles bicolores provenant de nids abandonnés ou dont la femelle était morte, contenaient deux fois plus d'organochlorés que ceux provenant de nids actifs, la différence n'était cependant pas significative. Enfin, Custer *et al.* (2003) ont observé une relation négative significative entre la concentration de BPC dans les œufs et le succès d'éclosion, cet effet se produit cependant à des concentrations très élevées dépassant 20 µg/g.

5 CONCLUSION

L'Hirondelle bicolore a été testée à titre d'espèce sentinelle de la contamination locale sur la portion fluviale québécoise du fleuve Saint-Laurent. Cet oiseau possède les avantages d'être abondant, de se nourrir à proximité de son nid, d'être largement distribué et facile à capturer mais son comportement migratoire occasionne un doute sur l'origine des contaminants détectés chez les adultes et dans les œufs.

Malgré sa petite taille, l'Hirondelle bicolore a su démontrer une capacité à accumuler les BPC et certains organochlorés présents dans le milieu. Le nombre restreint d'analyses et des stations témoins plus ou moins performantes ont cependant réduit considérablement les chances d'observer des différences significatives de contamination entre les stations. Néanmoins, la station de Valleyfield semble afficher le plus haut taux de contamination. L'étude a également pu démontrer que la contamination des œufs et des jeunes était semblable à celle observée dans la région des Grands Lacs pendant la même période et qu'elle était généralement inférieure à celle observée à différents sites contaminés aux États-Unis.

Malgré un nombre limité d'essais, les biomarqueurs ont donné quelques indications de leurs liens possibles avec la présence de contaminants. L'activité de ÉROD a démontré des corrélations significatives avec la concentration en *p,p'*-DDE et le total des six principaux organochlorés, de même qu'une différence significative entre la station de Valleyfield et celles de Beauport et Cap Tourmente. Les taux d'activité et les concentrations des biomarqueurs observés sont cependant du même ordre que ceux trouvés dans des stations témoins ailleurs en Amérique du Nord et inférieurs à la plupart des sites contaminés.

L'Hirondelle bicolore possède donc un réel potentiel en tant que bioindicateur. Ses caractéristiques en font une espèce particulièrement bien adaptée pour le suivi de la contamination d'endroits stratégiques tels que les sites industriels. Quelques ajustements au protocole d'échantillonnage pourraient permettre d'utiliser au maximum les capacités de l'espèce et en faire un outil de suivi écotoxicologique fiable.

RÉFÉRENCES

Adeloju, S.B. et T.F. Mann. 1987. Acid effects on the measurement of mercury by cold vapor atomic absorption spectrometry. Anal. Let. 20: 985-1000.

Anderson, D.W. et J.J. Hickey. 1976. Dynamics of storage of organochlorine pollutants in herring gulls. Environ. Pollut. 10: 183-199.

Ballschmiter, K. et M. Zell. 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary chromatography. Fres. Z. Anal. Chem. 302: 20-31.

Bermingham, N., C. Blaise et D. Boudrault. 1993. Barème d'évaluation de l'écotoxicité potentielle des effluents industriels. Centre St-Laurent, Environnement Canada, Montréal. 20e Colloque annuel de Toxicologie aquatique.

Bishop, C.A., M.D. Koster, A.A. Chek, D.J.T. Hussell et K. Jock. 1995. Chlorinated hydrocarbons and mercury in sediments, red-winged blackbirds (*Agelaius phoeniceus*) and tree swallows (*Tachycineta bicolor*) from wetlands in the Great Lakes - St. Lawrence River basin. Environ. Toxicol. Chem. 14: 491-501.

Bishop, C.A., N.A. Mahony, S. Trudeau et K.E. Pettit. 1999. Reproductive success and biochemical effects in tree swallows (*Tachycineta bicolor*) exposed to chlorinated hydrocarbon contaminants in wetlands of the Great Lakes and St. Lawrence River basin, USA and Canada. Environ. Toxicol. Chem. 18: 263-271.

Bishop, C.A., B. Collins, P. Mineau, N.M. burgess, W.F. Read et C. Risley. 2000. Reproduction of cavity-nesting birds in pesticide-sprayed apple orchards in Southern Ontario, Canada, 1988-1994. Environ. Toxicol. Chem. 19: 588-599.

Blus, L.J. 1996. DDT, DDD and DDE in birds. In Beyer WN, Heinz, GH, Norwood, AW, eds. Environmental Contaminants in Wildlife, Interpreting Tissue Concentrations. Lewis, Boca Raton, FL, USA. 49-71.

Callum, G.I., M.M. Ferguson et J.M.A. Lenihan. 1981. Determination of methylmercury in tissue using enzyme proteolisis. Analyst. 106: 1009-1013.

Champoux, L., J. Rodrigue, J.-L. DesGranges, S. Trudeau, A. Hontela, M. Boily et P. Spear 2002. Assessment of contamination and biomarker responses in two species of herons on the St. Lawrence River. Environ. Monitor. Assess. 79: 193-215.

Costan, G., N. Bermingham, C. Blaise et J.F. Férard. 1993. Potential Ecotoxic Effects Probe (PEEP). A novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents. Environ. Toxicol. Water Qual. 8: 115-140.

Custer, CM., T.W. Custer, P.D. Allen, K.L. Stromborg et M.J. Melancon. 1998. Reproduction and environmental contamination in tree swallows nesting in the Fox River drainage and Green Bay, Wisconsin, USA. Environ. Toxicol. Chem. 17: 1786-1798.

Custer, C.M., T.W. Custer et M. Coffey. 2000. Organochlorine chemicals in tree swallows nesting in Pool 15 of the Upper Mississippi River. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 64: 341-346.

Custer, T.W., C.M. Custer, K. Dickerson, K. Allen, M.J. Melancon et L.J. Schmidt. 2001. Polycyclic aromatic hydrocarbons, aliphatic hydrocarbons, trace elements, and monooxygenase activity in birds nesting on the North Platte River, Casper, Wyoming, USA. Environ. Toxicol. Chem. 20: 624-631.

Custer, T.W., C.M. Custer et R.K. Hines 2002. Dioxins and congener-specific polychlorinated biphenyls in three avian species from the Wisconsin River, Wisconsin. Environ. Pollut. 119: 323-332.

Custer, C.M., T.W. Custer, P.M. Dummer et K.L. Munney. 2003a. Exposure and effects of chemical contaminants on tree swallows nesting along the Housatonic River, Berkshire County, Massachusetts, USA, 1998-2000. Environ. Toxicol. Chem. 22: 1605-1621.

Custer, C.M., T.W. Custer, A.S. Archuleta, L.C. Coppock, C.D. Schwartz et J.W. Bickham. 2003b. A mining impacted stream: Exposure and effects of lead and other trace elements on tree swallows (*Tachycineta bicolor*) nesting in the upper Arkansas River basin, Colorado. In Hoffman D.J., B.A. Rattner, G.A. Burton Jr, J. Cairns Jr, eds, Handbook of Ecotoxicology, 2nd ed. Lewis, Boca Raton, FL, USA, 787-812.

Custer, C.M., T.W. Custer, C.J. Rosiu, M.J. Melancon, J.W. Bickham et C.W. Matson. 2005. Exposure and effects of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in tree swallows (*Tachycineta bicolor*) nesting along the Woonasquatucket River, Rhode Island, USA. Environ. Toxicol. Chem. 24: 93-109.

DesGranges, J.L., J. Rodrigue, B. Tardif et M. Laperle. 1994. Exposition au mercure de balbuzards nichant sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson. Série de rapports techniques no 220. Service canadien de la faune, région du Québec. xviii + 151 p.

DeWeese, L.R., R.R. Cohen et C.J. Stafford. 1985. Organochlorine residues and eggshell measurements for tree swallow *Tachycineta bicolor* in Colorado. Bull. Environ. Toxicol. 35: 767-775.

Dion, A. et M. Bombardier. 1995. Hirondelle bicolore. In Gauthier, J. et Y. Aubry. Les oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Socitété québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal. xviii + 1295 p.

Echols, K.R., D.E. Tillitt, J.W. Nichols, A.L. Secord et J.P. McCarty. 2004. Accumulation of PCB congeners in nestling tree swallows (*Tachycineta bicolor*) on the Hudson River, New York. Environ. Sci. Technol. 38: 6240-6246.

Elliott, J.E., P.A. Martin, T.W. Arnold et P.H. Sinclair. 1994. Organochlorines and reproductive success of birds in orchard and non-orchard areas of central British Columbia, Canada, 1990-91. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 26: 435-443.

Fox, G.A., S.E. Kennedy, R.J. Norstrom et D.C. Wingfield. 1988. Porphyria in Herring Gulls : A biochemical response to chemical contamination of Great Lakes food chains. Environ. Toxicol. Chem. 7: 831-839.

Gerrard, P.M. et V.L. St. Louis. 2001. The effects of experimental reservoir creation on the bioaccumulation of methylmercury and reproductive success of tree swallows (*Tachycineta bicolor*). Environ. Sci. Technol. 35: 1329-1338.

Harris, M.L. et J.E. Elliott. 2000. Reproductive success and chlorinated hydrocarbon contamination in tree swallows (*Tachycineta bicolor*) nesting along rivers receiving pulp and paper mill effluent discharges. Environ. Pollut. 110: 307-320.

Kawano, M., T. Inoue, T. Wada, H. Hidaka et R. Tatsukawa. 1988. Bioconcentration and residue patterns of chlordane compounds in marine animals: invertebrates, fish, mammals, and seabirds. Environ. Sci. Technol. 22: 792-797.

Kennedy, S.W., D.C. Wigfield et G.A. Fox. 1986. Tissue porphyrin pattern determination by high-speed high-performance liquid chromatography. Anal. Biochem. 157: 1-7.

Kraus, M.L. 1989. Bioaccumulation of heavy metals in pre-fledgling tree swallows, *Tachycineta bicolor*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 43: 407-414.

Legault, G. et M. Villeneuve. 1992. Le CHIMIOTOX : Résultats d'évaluation chimio-toxique des établissements industriels du Plan d'action Saint-Laurent, Vol I. Équipe d'intervention Saint-Laurent. 16 p. + 2 ann.

Mayne, G.J., P.A. Martin, C.A. Bishop et H.J. Boermans. 2004. Stress and immune responses of nestling tree swallows (*Tachycineta bicolor*) and eastern bluebirds (*Sialia sialis*) exposed to nonpersistent pesticides and *p,p'*-dichlorodiphenyldichloroethylene in apple orchards of southern Ontario, Canada. Environ. Toxicol. Chem. 23: 2930-2940.

McCarty, J.P. 2001/2002. Use of tree swallows in studies of environmental stress. Reviews in Toxicology 4: 61-104.

McCarty, J.P. et A.L. Secord. 1999. Reproductive ecology of tree swallows (*Tachycineta bicolor*) with high levels of polychlorinated biphenyl contamination. Environ. Toxicol. Chem. 18: 1433-1439.

McCarty, J.P. et D.W. Winkler. 1999. Foraging ecology and diet selectivity of tree swallow feeding nestlings. Condor 101: 246-254.

Neugebauer, E.A., G.L. Sans Cartier et B.J. Wakeford. 2000. Methods for the determination of metals in wildlife tissues using various atomic absorption spectrophometry techniques. Technical Reports Series no. 337E. Canadian Wildlife Service, Headquarters, Hull, Quebec, Canada.

Nichols, J.W., K.R. Echols, D.E. Tillitt, A.L. Secord et J.P. McCarty. 2004. Bioenergetics-based modeling of individual PCB congeners in nestling tree swallows from two contaminated sites on the Upper Hudson River, New York. Environ. Sci. Technol. 38: 6234-6239.

Paquin, J. 1990. Affluence au nichoir de l'Hirondelle bicolore. Québec Oiseaux 1: 8-11.

Peakall, D.B., R.J. Norstrom, A.D. Rahimtula et D. Butler. 1986. Characterization of mixed-function oxidase systems of the nestling herring gull and its implications for bioeffects monitoring. Env. Toxicol. Chem. 5: 379-385.

Pigeon, B. 1992. Un indicateur de rejets toxiques : l'indice Chimiotox : principes méthodologiques appliqués aux 50 établissements industriels prioritaires du Plan d'action Saint-Laurent. Équipe d'intervention Saint-Laurent, BPC Environnement, Pointe-du-Lac (Québec), 32 p.

Pohl, F.J., et J.R. Fouts 1980. A rapid method for assaying the metabolism of 7-ethoxyresorufin by microsomal subcellular fractions. Anal. Biochem. 107: 150-155.

Pyle, P., W.J. Syderman et E. McLaren. 1999. Organochlorine concentrations, eggshell thickness, and hatchability in seabirds off Central California. Waterbirds 22: 376-381.

Robertson, R.J., B.J. Stutchbury et R.R. Cohen. 1992. Tree swallow (*Tachycineta bicolor*). In The Birds of North America, No. 11. Poole, A., P. Stettenheim, et F. Gill eds. Academy of Natural Sciences, Philadelphia and American Ornithologists' Union, Washington, D.C. 28 p.

Rodrigue, J., J.-L. DesGranges et L. Champoux. 2005. Contamination du Grand Héron par les composés organochlorés et les métaux lourds au Québec entre 1989 et 1994. Série de rapports techniques no. 356, Région du Québec, Service canadien de la faune. viii + 72 p.

Secord, A.L., J.P. McCarty, K.R. Echols, J.C. Meadows, R.W. Gale et D.E. Tillitt. 1999. Polychlorinated biphenyls and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin equivalents in tree swallows from the Upper Hudson River, New York State, USA. Environ. Toxicol. Chem.. 18: 2519-2525.

Scheuhammer, A.M. 1987. Erythrocyte delta-aminolevulinic acid dehydratase in birds. I. Effects of lead and other metals in vitro. Toxicology 45: 155-164.

Scheuhammer, A.M. 1989 Monitoring wild bird populations for lead exposure. J. Wild. Manage. 53: 759-765

Shaw, G.C. 1983. Organochlorine pesticide and PCB residues in eggs and nestlings of tree swallows, *Tachycineta bicolor*, in central Alberta. The Can. Field-Nat. 98: 258-260.

Smits, J.E., M.E. Wayland, M.J. Miller, K. Liber et S. Trudeau. 2000. Reproductive, immune, and physiological end points in tree swallows on reclaimed oil sands mine sites. Environ. Toxicol. Chem. 19: 2951-2960.

St-Louis, V.L., L. Breebaart, J.C. Barlow et J.F. Klaverkamp. 1993. Metal accumulation and metallothionein concentrations in tree swallow nestlings near acidified lakes. Environ. Toxicol. Chem. 12: 1203-1207.

Stickel, L.F., W.H. Stickel, R.D. McArthur et D.L. Hughes. 1979. Chlordane in birds : a study of lethal residues and loss rates. In Toxicology and occupational medicine, W.B. Deichmann Ed., Elsevier, North Holland, New York, 387-396.

Stokes, D.W. 1989. Nos oiseaux : Tous les secrets de leur comportement. Les guides Stokes de la nature. Tome 1. Éd. de l'Homme. 359 p.

Thompson, D.R. 1996. Mercury in birds and terrestrial mammals. In Beyer WN, Heinz, GH, Norwood, AW, eds. Environmental Contaminants in Wildlife, Interpreting Tissue Concentrations. Lewis, Boca Raton, FL, USA, 341-356.

Turle R. et B. Collins. 1992. Validation of the use of pooled samples for monitoring of contaminants in wildlife. Chemosphere 25: 463-469.

Wayland, M., S. Trudeau, T. Marchant, D. Parker et K.A. Hobson. 1998. The effect of pulp and paper mill effluent on an insectivorous bird, the tree swallow. Ecotoxicology 7: 237-251.

Wiemeyer, S.N. 1996. Other organochlorine pesticides in birds. In Beyer WN, Heinz, GH, Norwood, AW, eds. Environmental Contaminants in Wildlife, Interpreting Tissue Concentrations. Lewis, Boca Raton, FL, USA, 99-115.

Won, H.T., M.J. Mulvihill et B.J. Wakeford. 2001. Multiresidue methods for the determination of chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls (PCBs) in wildlife tissues by Gas chromatography/Mass spectrometry. Technical Report Series no. 335E. Canadian Wildlife Service, Headquarters, Hull, Quebec, Canada. viii+ 56 p. + ann.

Zach, R. et K.R. Mayoh. 1982. Weight and feather growth of nestling tree swallows. Can. J. Zool. 60: 1080-1090.

ANNEXE 1 - Classement des usines du PASL selon l'indice CHIMIOTOX et le PEEP

Nom de l'usine	IC (1988)	PEEP
QIT-Fer et Titane inc. (Tracy)	1 091 752	3.9
Société canadienne de métaux Reynolds, ltée (Baie-Comeau)	439 880	3.0
Daishowa inc. (Québec)	360 394	6.1
Kronos Canada inc. (Varennes)	195 898	6.9
Produits forestiers Canadien Pacifique ltée (Trois-Rivières)	195 122	7.5
Albright & Wilson Amérique, div. de Tennoco Canada inc. (Varennes) *	155 382	4.8
Kruger inc. (Trois-Rivières)	153 703	5.8
Produits Pétro-Canada (Montréal-Est)	148 922	3.9
Stone-Consolidated inc. (La Baie)	123 650	7.0
Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée (Jonquière)	115 719	4.3
Tioxide Canada inc. (Tracy) *	198 961	7.5
Stone-Consolidated inc. (Trois-Rivière)	88 992	6.0
Minéraux Noranda inc. (Montréal-Est)	1 607 041	3.3
Abitibi-Price inc. (Alma)	70 915	5.4
Cascades inc. (Jonquière)	99 983	5.5
Compagnie de Papier Québec et Ontario ltée (Baie Comeau)	51 725	7.2
Donohue inc. (Clermont)	46 873	6.0
Sidbec-Dosco inc. (Contrecoeur)	16 913	4.0
Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée (Beauharnois)	28 369	2.0
Les Alcools de Commerce ltée (Varennes) *	62 499	1.8
Domtar inc. (Donnacona)	34 533	5.8
Abitibi-Price inc. (Kénogami)	21 732	
Produits Shell Canada ltée (Montréal-Est)	18 997	2.9
PPG Canada inc. (Beauharnois)	16 750	
Abitibi-Price inc. (Beaupré)	21 085	6.0
F.F. Soucy inc. (Rivière-du-Loup)	14 107	5.7
Ultramar Canada inc. (Saint-Romuald)	9 497	3.4
Zinc Électrolytique du Canada ltée (Valleyfield)	9 741	4.6
Pétromont inc. (Varennes)	8 120	3.8
Monsanto Canada inc. (Lasalle)	35 010	4.3
ICI Canada inc. (Bécancour)	5 023	3.2
Société pétrochimique Kemtec inc. (Montréal-Est) *	35 233	3.4

ANNEXE 1 - Classement des usines du PASL selon l'indice CHIMIOTOX et le PEEP (suite)

Nom de l'usine	IC (1988)	PEEP
Produits Chimiques Expro inc. (Saint-Timothée)	4 457	3,6
Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée (Isle-Maligne)	4 172	1,9
Les Services T.M.G. inc., mine Niobec (Saint-Honoré)	2 274	3,8
Dominion Textile inc. (Beauharnois)*	2 687	5,5
Produits Nacan ltée (Varennes)	26 733	
Hoechst (Varennes)		0
P.P.G. (Beauharnois)		3,8
Domtar inc. (Beauharnois)	1 279	4,8
Pratt & Whitney Canada inc. (Longueuil)	3 870	2,3
Société d'aluminium Reynolds (Canada), (Cap-de-la-Madeleine)	10 263	2,2
Les Papiers Perkins ltée (Candiac)	1 001	4,3
Pétromont inc. (Montréal-Est)	4 174	
Aluminerie de Bécancour inc. (Bécancour)	206	2,8
Héroux inc. (Longueil)	499	2,7
Société d'électrolyse et de chimie Alcan ltée (La Baie)	84	1,3
Locweld inc. (Candiac)	80	1,7
Produits Nacan, ltée (Boucherville)	31	4,4
Les Industries de préservation du bois ltée (Tracy)	3	0,4
Elkem Métal Canada inc. (Beauharnois) *	aucun	
Aciers inoxydables Atlas inc. (Tracy)	aucun	6,6
Union Carbide (Montréal-est)		4,5

* Établissement industriel fermé

Sources : Legault et Villeneuve 1992; Costan *et al.* 1993

Ce document est imprimé
sur le papier certifié
par Éco-Logo